



Universidad Nacional Mayor de San Marcos
Universidad del Perú. Decana de América
Facultad de Ciencias Biológicas
Escuela Académico Profesional de Ciencias Biológicas

**Evaluación de la comunidad de macroinvertebrados de
bancos vegetados en quebradas contaminadas por
minería aurífera. Madre de Dios-Perú**

TESIS

Para optar el Título Profesional de Biólogo con Mención en
Hidrobiología y Pesquería

AUTOR

Carlos Humberto GUEVARA CÓRDOVA

ASESOR

Ana Asunción HUAMANTINCO ARAUJO

Lima, Perú

2013



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Guevara, C. (2013). *Evaluación de la comunidad de macroinvertebrados de bancos vegetados en quebradas contaminadas por minería aurífera. Madre de Dios-Perú*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Escuela Académico Profesional de Ciencias Biológicas]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**ACTA DE SESIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE
BIÓLOGO CON MENCIÓN EN HIDROBIOLOGÍA Y PESQUERÍA
(MODALIDAD: SUSTENTACIÓN DE TESIS)**

Siendo las ...11.10... horas del 17 de julio de 2013, en el Salón de Grados de la Facultad de Ciencias Biológicas y en presencia del jurado formado por los profesores que suscriben, se dio inicio a la sesión para optar al Título Profesional de Biólogo con mención en **Hidrobiología y Pesquería** de **CARLOS HUMBERTO GUEVARA CÓRDOVA**.

Luego de dar lectura y conformidad al expediente N° **023-EAPCB-2013**, el titulado expuso su tesis: **"EVALUACION DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS DE BANCOS VEGETADOS EN QUEBRADAS CONTAMINADAS POR MINERIA AURIFERA, MADRE DE DIOS-PERU"**, y el Jurado efectuó las preguntas del caso calificando la exposición con la nota 18, calificativo: Asesante

Finalmente, el expediente será enviado a la Escuela Académico Profesional de Ciencias Biológicas y al Consejo de Facultad para que se apruebe otorgar el Título Profesional de Biólogo con mención en **Hidrobiología y Pesquería** a **CARLOS HUMBERTO GUEVARA CÓRDOVA** y se eleve lo actuado al Rectorado para conferir el respectivo título, conforme a ley.

Siendo las ...12.35... horas se levantó la sesión.

Ciudad Universitaria, 17 de julio de 2013.

Mg. IRIS SAMANEZ VALER
(PRESIDENTA)

Dra. ANA HUAMANTINCO ARAUJO
(ASESORA)

Dra. DIANA SILVA DAVILA
(MIEMBRO)

Blgo. MAX HIDALGO DEL AGUILA
(MIEMBRO)

A Dios por darme la fuerza sobrenatural para seguir adelante cuidándome y guiándome durante este largo camino.

A mis queridos padres Cesar Guevara Gómez y Amelia Córdova Maldonado quienes me apoyaron y brindaron su amor siendo importantes motores para seguir adelante y no desistir en el camino.

A todos los futuros investigadores interesados en el área de la ecología fluvial, especialmente en los macroinvertebrados acuáticos; que vean en este trabajo un motivo más para adentrarse en esta hermosa rama de la biología.

AGRADECIMIENTOS

En este apartado de la tesis quiero expresar mis sentimientos de agradecimiento no solo a aquellas personas que participaron directamente en el desarrollo de la tesis sino también aquellas personas que de una manera me apoyaron emocionalmente con su fuerza contagiosa para avanzar y terminar exitosamente este trabajo.

Antes de mencionar a las personas e instituciones que me apoyaron, quisiera resaltar por encima de todo, mi inmensurable agradecimiento a Dios, ya que a Él le debo mi existencia y gracias a ello puedo ahora expresar estas palabras y terminar con alegría este trabajo.

Quiero resaltar también el gran apoyo de mi familia, a mis padres Cesar y Amelia quienes en todo momento me brindaron su apoyo, aún en los momentos más difíciles estuvieron allí durante toda mi carrera profesional y durante el desarrollo de esta tesis. Gracias también a mi hermano Paulocesar, quien a pesar de su pequeña edad y el desconocimiento de lo que su hermano mayor estudiaba, cada una de sus palabras aun pareciendo simples, eran muy profundas y me daban ánimo para seguir de pie.

A mi asesora, la Dra. Ana Huamantínco, quien me apoyó con sus conocimientos y experiencia en el área que estaba investigando desde los inicios de este trabajo hasta su culminación. Así mismo agradecerle por la oportunidad de brindarme un espacio donde revisar mis muestras y por las amenas conversaciones que tuvimos, así como las llamadas de atención que me ayudaron a adquirir más madurez tanto personal como profesional. Mi sincero agradecimiento por sus críticas y sugerencias en el desarrollo de esta tesis que hicieron que el trabajo culmine exitosamente.

A Reif Chávez Callupe por su apoyo en la primera salida de campo, y por el compañerismo demostrado antes y después del proyecto.

A Jorge Peralta por su apoyo en algunas identificaciones de macroinvertebrados así como algunas pautas al inicio y durante la investigación.

A Patricia Meza Mendoza por su apoyo incondicional durante la segunda salida de campo, así como el ánimo diario que me brindó durante todo el proceso de esta investigación.

Al Centro Amazónico de Educación Ambiental e Investigación (*ACEER*) y al Sr. Jorge Lezama por las facilidades brindadas en el acceso a la Reserva así como el apoyo brindado en la logística como hospedaje y la movilidad para acceder a algunas zonas del estudio. Así mismo agradecer a todos los voluntarios de aquel entonces, quienes mostraron un interés por los macroinvertebrados y el trabajo de campo.

A las oficinas de la Reserva Nacional de Tambopata en Puerto Maldonado por las facilidades en el ingreso a la Reserva en la segunda época de muestreo.

Al estudiante de Turismo Antenor Hurtado, por su apoyo en el guiado a todas las quebradas, algunas poco accesibles y que gracias a su experiencia y conocimiento de la zona, se pudo cumplir con lo planeado.

El presente trabajo de investigación fue financiado por la ONG TReeS Peru-UK y que sin el apoyo económico este trabajo no hubiese sido posible.

ÍNDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO	3
2.1 La actividad minera fluvial y su problemática ambiental en nuestro país	3
2.2 Los macroinvertebrados acuáticos en Bancos Vegetados y su importancia como indicadores ambientales.	7
3. HIPÓTESIS	10
4. OBJETIVOS	10
5. MATERIALES Y MÉTODOS	11
5.1 Área de estudio	11
5.2 Diseño de estudio	13
5.3 Periodo de muestreo	14
5.4 Caracterización ambiental	14
5.5 Caracterización de la calidad del agua	14
5.6 Colecta de macroinvertebrados acuáticos y tratamiento en Laboratorio	15
5.7 Análisis de datos	16
5.7.1 Composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos	16
5.7.2 Riqueza específica (S) por estaciones de muestreo.	16
5.7.3 Abundancia de individuos por estaciones de muestreo.	16
5.7.4 Estructura Comunitaria.	17
5.7.5 Análisis multivariados	17
5.7.6 Métricas de Bioindicación	18
5.7.7 Relación entre variables bióticas y abióticas	21
6. RESULTADOS	22
6.1 Caracterización de las estaciones de muestreo	22
6.2 Caracterización ambiental	26
6.2.1 Parámetros de caracterización ambiental	26
6.2.2 Índice de Integridad ambiental de las quebradas	28
6.3 Caracterización de la calidad del agua.	29
6.4 Composición de la comunidad de macroinvertebrados en bancos vegetados	34
6.4.1 Riqueza específica (S) por estaciones.	39
6.4.2 Abundancia de individuos (N) por estaciones de muestreo.	42
6.5 Estructura comunitaria	43
6.5.1 Índice de Diversidad de Shannon- Wiener (H')	44
6.5.2 Índice de equidad de Pielou (J')	46
6.6 Análisis Multivariado	48
6.7 Métricas de Bioindicación	50

6.7.1 Métricas bioindicadoras usando la composición y estructura comunitaria.	50
6.7.1.1 Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H')	50
6.7.1.2 Composición EPT	51
6.7.1.3 Riqueza EPTC	54
6.7.1.4 Riqueza EIPT	55
6.7.2 Índices Bióticos	56
6.7.2.1 Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col.) y su derivado ASPT (Average Score por taxon)	56
6.7.2.2 Índice Biótico de Familia (IBF) de Hilsenhoff	58
6.8 Relación entre variables bióticas y abióticas	59
7. DISCUSION	60
7.1 Caracterización ambiental	60
7.2 Caracterización ecológica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a bancos vegetados	65
7.3 Métricas Bioindicadoras	71
8. CONCLUSIONES	72
9. RECOMENDACIONES	74
10 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
11. ANEXOS	88
Anexo 1. Protocolo "RCE": Riparian, Channel and Environment.	88
Anexo 2. Muestreo en sustratos de bancos vegetados y tratamiento de muestras	91
Anexo 3: Estación Control: Quebrada Puente Grande-PG: Izquierda: Época Seca; Derecha: época húmeda.	92
Anexo 4: Estación Control: Fundo Concepción.	92
Anexo 5: Estación Control: Puente Buenqueme.	93
Anexo 6: Estación Estudio: Puente Primavera-PP.	93
Anexo 7. Estación de Estudio: Santa Rosa Este	94
Anexo 8: Estación de Estudio: La Pastora.	94
Anexo 9. Composición y abundancia de macroinvertebrados acuáticos por estaciones de muestreo y submuestras (Época Seca)	95
Anexo 10. Composición y abundancia de macroinvertebrados acuáticos por estaciones de muestreo y submuestras (Época húmeda)	98
Anexo 11 Prueba Estadística de Wilcoxon-Mann-Whitney	102
Anexo 12. Prueba Estadística de Kruskal - Wallis.	102
Anexo 13. Análisis SIMPER	103
Anexo 14. Correlaciones	119
Anexo 15. Algunos taxa encontradas en la zona de estudio	120

LISTA DE TABLAS

Tabla 1 Ubicación y descripción de las estaciones de muestreo	13
Tabla 2 Clases de calidad del agua, valores del BMWP/Col	20
Tabla 3 Clasificación de las aguas y su significado ecológico de acuerdo al índice ASPT	20
Tabla 4 Clasificación y grado de contaminación de la calidad del agua mediante el índice biótico de familia (IBF)	21
Tabla 5. Principales parámetros de caracterización física por estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época seca, agosto 2011.	26
Tabla 6. Principales parámetros de caracterización física por estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época húmeda, enero 2012.	26
Tabla 7. Índice de integridad ambiental RCE en las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011) y húmeda (enero, 2012)	29
Tabla 8. Parámetros limnológicos de las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011)	33
Tabla 9. Parámetros limnológicos de las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época húmeda (enero 2012)	33
Tabla 10. Valores de Riqueza y Abundancia en las estaciones de la Cuenca baja de Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011) y húmeda (enero, 2012)	35
Tabla 11. Valores de BWMP/COL., calidad de agua por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca y húmeda)	57
Tabla 12. Valores de ASPT., calidad de agua por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca y húmeda)	57
Tabla 13. Valores de IBF., calidad de agua por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca y húmeda)	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo. Cuenca Madre de Dios.	12
Figura 2. Datos históricos de precipitaciones promedio por día, para las épocas seca y húmeda	27
Figura 3. Histórico anual de precipitaciones diarias (mm) para el mes de diciembre usando la data disponible del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú-SENAMHI	
Figura 4. Oxígeno Disuelto (OD) en las estaciones evaluadas para la época seca (agosto 2011) y húmeda (enero 2012)	30
Figura 5. Gráfica comparativa de valores de OD obtenidos en quebradas de Madre de Dios por la fundación <i>Stroud Water Research Center</i> y los obtenidos en las quebradas evaluadas.	30
Figura 6. Gráfica comparativa de valores de conductividad (us/cm) obtenidos en quebradas de Madre de Dios por la fundación <i>Stroud Water Research Center</i> y los obtenidos en las quebradas evaluadas.	31
Figura 7. Concentración de mercurio en sedimentos de las estaciones evaluadas para la época seca (agosto 2011) y húmeda (enero 2012)	32
Figura 8. Porcentaje de macroinvertebrados por temporada de muestreo. época seca (agosto, 2011), época húmeda (enero, 2012)	37
Figura 9. Riqueza de macroinvertebrados encontradas en las estaciones controles (C) y estudio (E).	38
Figura 10. Riqueza de macroinvertebrados por estaciones.	39
Figura 11. Variación de la riqueza de taxa entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011).	40
Figura 12. Variación de la riqueza de taxa entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época húmeda (enero, 2012)	41

Figura 13. Variación de la abundancia entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011)	42
Figura 14. Variación de la abundancia entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época húmeda (enero, 2012)	43
Figura 15. Variación de la diversidad entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011)	44
Figura 16. Variación de la diversidad entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época húmeda (enero, 2012)	45
Figura 17. Variación de la equidad entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011)	46
Figura 18. Variación de la equidad entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja de Madre de Dios. Época húmeda (enero, 2012)	47
Figura 19. Análisis no paramétrico de escalamiento multidimensional (nMDS) por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca (s) y húmeda (h))	48
Figura 20. Diversidad de Shannon-Wiener (H') por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca y húmeda)	51
Figura 21. Riqueza EPT por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca y húmeda)	52
Figura 22. Porcentaje EPT por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca y húmeda)	53
Figura 23. Diversidad de Shannon-Wiener usando EPT por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca y húmeda)	54
Figura 24. Riqueza EPTC por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca y húmeda)	55
Figura 25. Riqueza EIPT por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (época seca y húmeda)	56
Figura 26. Algunas correlaciones entre parámetros biológicos y fisicoquímicos relacionados con la minería (STD y Mercurio)	59

RESUMEN

La llanura Amazónica es un área que alberga una alta diversidad de macroinvertebrados acuáticos con gran valor científico. La presente investigación tiene como objetivo evaluar la comunidad de macroinvertebrados en quebradas de la cuenca baja de Madre de Dios, especialmente en zonas donde se desarrolla actividad minera y zonas prístinas. Se analizó la composición y diversidad de seis quebradas en sustratos de bancos vegetados las cuales fueron evaluadas durante la estación seca (agosto 2011) y la estación húmeda (enero 2011). Las evaluaciones se realizaron en zonas reservadas, zona de amortiguamiento y zonas ubicadas fuera de estas dos últimas, correspondiendo a la subcuenca del Inambari y el Sector Intercuenca Medio de Madre de Dios. En cada quebrada se tomaron 3 submuestras, tomadas con una red tipo surber (30 x 30 cm, 250 μ m) y fijadas en alcohol al 80%. Así mismo se midieron los principales parámetros fisicoquímicos así como niveles de nitratos y mercurio, para evaluar en forma puntual las diferencias de calidad del agua entre las quebradas estudiadas.

Se identificaron un total de 20078 individuos agrupadas en 156 taxa (UTO's) siendo predominante la clase Insecta. La prueba estadística de Wilcoxon-Mann-Whitney para la riqueza y estructura comunitaria de macroinvertebrados acuáticos así como el análisis de similitud (ANOSIM) y de agrupamiento no Paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS) no mostraron diferencias temporales; mientras que la prueba de Kruskal-Wallis evidenció diferencias significativas a nivel espacial. Los resultados de estas pruebas fueron asociados con la condición ecológica de las estaciones respecto a actividades mineras, identificadas principalmente mediante análisis de mercurio, turbidez (transparencia), medidas de integridad (RCE-*RiparianChannel and EnvironmentalInventory*) y otros parámetros como oxígeno disuelto, conductividad, sólidos totales disueltos. Los parámetros de riqueza, diversidad y equidad se correlacionaron positivamente con el

oxígeno, pero negativamente con los sólidos totales disueltos, el cual a su vez se correlacionó negativamente con la riqueza y la diversidad. Así mismo la riqueza se correlacionó negativamente con la conductividad.

Las métricas de bioindicación como diversidad de Shannon-Wiener (H'), ASPT, EPT, EPC y EIPT permitieron discriminar diferentes grados de impacto, donde una de las estaciones de estudio (E3: La Pastora), mostró las peores condiciones, mientras que la estación en fundo INKATERRA (C2) fue la más conservada, colocando a las demás en condiciones intermedias.

No se encontraron relaciones de la comunidad de macroinvertebrados con el mercurio en sedimento, sin embargo si fue con el oxígeno disuelto en agua, los sólidos totales disueltos, turbidez, nitratos y en general la integridad de bosque, los cuales son factores importantes para sostener una adecuada diversidad de macroinvertebrados acuáticos. Esto demuestra la capacidad de los macroinvertebrados para detectar cambios y/o alteraciones en el medio ambiente producto de los diversos elementos que participan en la actividad minera.

Palabras clave: Llanura amazónica, bancos vegetados, macroinvertebrados, diversidad

ABSTRACT

The Amazon basin is an area that is home to a high diversity of aquatic macroinvertebrates with high scientific values. This research aims to assess the macroinvertebrate community in streams of Madre de Dios, especially in pristine areas and areas where mining takes place. We analyzed the composition and diversity of six streams in vegetated banks which were evaluated during the dry season (August 2011) and the wet season (January 2011). The stations are located in reserved areas, buffer zone and stations outside those areas. The samples in 3 replicates, were taken with a Surber net (30 x 30 cm, 250 μ m) and fixed in 80% alcohol. Also the main physicochemical parameters and levels of nitrates and mercury were measured to evaluate differences of water quality between streams.

We identified a total of 20,078 individuals grouped in 156 taxa being predominant the Insecta Class. The statistical test of Wilcoxon-Mann-Whitney test for the richness, the macroinvertebrate community structure, the analysis of similarity (ANOSIM) and nonparametric analysis (nMDS) showed no temporal differences, while the Kruskal-Wallis test found significant differences to a spatial level. The results of these tests were associated with the ecological condition of the stations regarding mining activities which was mainly identified through analysis of mercury, turbidity (transparency), measures of integrity (RCE-RiparianChannel and EnvironmentalInventory) and other parameters such as dissolved oxygen, conductivity and total dissolved solids. The parameters of richness, diversity and equity were positively correlated with oxygen, but negatively correlated with total dissolved solids, the latter negatively correlated with the richness and diversity. Also richness was negatively correlated with conductivity.

Bioindication metrics such as Shannon-Wiener diversity (H'), ASPT, EPT, EPC and EIPT allowed discriminate different degrees of impact, showing at the *La Pastora* station (E3) the worst conditions, while the station of INKATERRA (C2) was the most conserved, and all other stations had intermediate conditions.

The study of the aquatic macroinvertebrate community in vegetated banks showed the degree of conservation of streams, where the dissolved oxygen in water, STD, nitrates and overall integrity of forest were important factors influencing the diversity of aquatic macroinvertebrates. This demonstrates the ability of macroinvertebrates to detect changes in the environment caused by the various elements involved in mining.

Key words: Amazon basin, vegetated banks, macroinvertebrates, diversity

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas los sistemas fluviales han estado sometidos a una fuerte presión de explotación y cambio en el uso de la tierra, afectándose la calidad del agua por las actividades que se desarrollan asociadas a cuencas hidrográficas (Branco, 1984). Dichas actividades tales como la contaminación por materia orgánica y el enriquecimiento en nutrientes, la eliminación o degradación del bosque de ribera, la rectificación o canalización de ríos, la regulación de cauces, la presencia de contaminantes inorgánicos y orgánicos persistentes o las actividades mineras (Prat & Ward, 1994; Allan, 1995; Wetzel, 2001; Angelier, 2002; Suárez *et al.*, 2002; Toro *et al.*, 2002) vienen afectando la calidad del agua y las comunidades biológicas que habitan en ella.

Una de las actividades en el Perú que llama la atención por su impacto tanto social como ambiental es la minería aurífera del tipo fluvial. En Madre de Dios, dicha actividad se está incrementando con gran intensidad a lo largo de los ríos Madre de Dios, Puquiri, Colorado, Inambari y Malinowski (MINEM, 2009). El impacto que genera esta actividad fluvial es muy complejo, ya que su presencia involucra la participación de varios factores, que van desde la presión urbanística (pequeños caseríos), pasando por la contaminación con mercurio, remoción del fondo (sedimentos), deforestación y destrucción de riberas, entre otros elementos no menos importantes.

El presente estudio de investigación fue realizado en quebradas con diferentes grados de conservación pertenecientes a la Sub cuenca de Inambari y el Sector Medio del Río Madre de Dios. Las quebradas se ubicaron en la *Reserva Nacional de Tambopata*, en la *Zona de Amortiguamiento* así como en zonas ubicadas fuera de estas últimas. El estudio se enfocó en los macroinvertebrados acuáticos tomando como sustrato de muestreo los **bancos vegetados**, los cuales fueron el hábitat predominante en todas las quebradas evaluadas. El uso de estas comunidades biológicas se fundamenta en su capacidad de

predecir un determinado daño ambiental, dando una respuesta que integra todos los factores que componen o alteran el ecosistema (Goitia & Maldonado 1992; Alba-Tercedor 1996; Thorne & Williams 1997).

El periodo de estudio se dividió en dos épocas determinada por la hidrología de ecosistemas tropicales amazónicos, entre diciembre y marzo se corresponde a la época más lluviosa, mientras que entre junio y agosto las precipitaciones son bajas. Considerando esta dinámica pluvial, la primera época de evaluación tanto biológica como fisicoquímica, correspondió al periodo de menor precipitación (agosto 2011) mientras que la segunda a la de mayor precipitación (enero 2012). Así mismo se determinó el índice de integridad ambiental (Petersen, 1992) (*Riparian, Channel and environment*) para clasificar los sitios de acuerdo a su condición de integridad en base a parámetros fisiográficos.

El principal aporte de esta investigación es que constituye uno de los primeros estudios de macroinvertebrados acuáticos asociados a bancos vegetados, los cuales son sustratos poco evaluados y/o usados en biomonitoreos ambientales, pese a que los cambios que ocurren en éstos debido a diversas actividades antrópicas, son atribuidos más a las diferencias de calidad del agua o perturbación dentro de los ecosistemas, que a la diferencia de hábitats (Orth., 2008). En general, los macroinvertebrados bentónicos han sido poco estudiados en comparación con la fauna de invertebrados terrestres los cuales han atraído la atención por su biodiversidad casi inimaginable (Jackson & Flowers, 2006). Es por ello la importancia de conocer la composición de macroinvertebrados, especialmente en estos sustratos que albergan una alta diversidad (Orth., 2008) y la forma de como la actividad minera en su complejidad, impacta a estos ecosistemas.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 La actividad minera fluvial y su problemática ambiental en nuestro país

En los 80's el Perú mostraba un contexto de recesión económica, crisis del campo y violencia política, generada por el terrorismo. Se desencadenaron así procesos migratorios hacia zonas con potenciales mineros, iniciándose así la explotación de yacimientos auríferos aluviales principalmente de carácter artesanal e informal. Según el Banco Mundial (1995) éste es el tipo más primario de minería, caracterizado por individuos o grupos de individuos que explotan depósitos en pequeña escala con métodos manuales o equipos muy simples. Sin embargo en la actualidad este concepto ya no corresponde con la realidad, pues se puede apreciar que aquellos que se hacían llamar mineros artesanales a pequeña escala y quienes usaban métodos manuales artesanales, como lampas, canaletas y bateas, con el transcurrir del tiempo se han ido sofisticando, usando diferentes maquinarias de succión e incrementando los volúmenes de extracción contribuyendo así a la degradación de los cuerpos y fondos de los sistemas fluviales, causado por el mercurio e hidrocarburos, entre otros desechos (IIAP-MINAM, 2011) y destruyendo indiscriminadamente las riberas a causa de la deforestación.

Se ha prestado mucha atención al uso de mercurio como agente de impacto negativo sobre la biota acuática, sin embargo se aprecia que la actividad minera aurífera es muy compleja, por lo que el mercurio sumado a otros factores impactaría de manera conjunta sobre los ecosistemas acuáticos.

Por lo tanto, podría considerarse a la minería aurífera informal como una actividad cargada de impactos negativos que van desde lo social hasta lo ambiental. Este trabajo de investigación se centrará en evaluar el efecto del factor ambiental sobre los macroinvertebrados acuáticos.

Existen diversos impactos de la actividad minera sobre los ecosistemas acuáticos. Según un Informe preparado por el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana-IIAP y

el Ministerio de Ambiente (2011) la contaminación del agua producto de la minería aurífera informal se produce por tres causas:

- Por la remoción de grandes cantidades de sedimentos del fondo del río.
- Por el mercurio usado en la amalgamación artesanal del oro de los concentrados.
- Por los desechos de aceite quemado, restos de lubricantes y otros contaminantes asociados con las operaciones.

En este informe se menciona también que dichos factores acarrear diversos impactos biológicos, especialmente en zonas directamente influenciadas por el dragado constante, produciendo excesiva turbidez y disminuyendo a la vez la disponibilidad de oxígeno en el agua. Así mismo, el incremento de sólidos en suspensión en el agua por la acción de las dragas reduce la transparencia del agua y la penetración de la luz solar, disminuyendo la tasa de fotosíntesis en el fitoplancton y de las plantas sumergidas, que son la base de la cadena trófica y reduciendo a su vez la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos. Todo ello aunado al mercurio arrojado al agua, producto de la amalgamación del oro, genera un impacto enorme sobre el ecosistema. Por otro lado el dragado también afecta seriamente los lugares de alimentación, refugio y reproducción de muchas especies acuáticas, incluyendo peces, quelonios acuáticos, moluscos y crustáceos, así como de los invertebrados que les sirven de alimento. Los limos removidos se depositan en las gravas del fondo aguas abajo, tapando resquicios bajo las piedras y cubriendo las gravas, lo que reduce las áreas de refugio y fijación de muchas larvas de organismos acuáticos. Algunas características del cauce de los ríos, especialmente las gravas, arenas y limos del cauce, permanecen bastante estables a lo largo del tiempo (como resacas, playas, barras de arena, pozas y remansos, así como vegetación ribereña), y cuando se produce el dragado estas características son alteradas y a veces destruidas, creando un ambiente más inestable, más uniforme y menos diverso, y por tanto mucho menos favorable para las comunidades animales que habitan en esos ecosistemas (Clarke,

1993). Cabe resaltar que el impacto del dragado en una determinada zona se produce no sólo en el área de operación, sino por un trecho mucho más largo que se extiende por kilómetros aguas abajo (IIAP-MINAM, 2011). Como puede apreciarse, los sedimentos en los ríos y quebradas afectan muchos factores naturales del agua, desde la velocidad del agua, la tasa de erosión y sedimentación, la temperatura de agua, el contenido de oxígeno y nutrientes y el porcentaje de otras sustancias potencialmente tóxicas.

Se conoce que el mercurio es un pasivo ambiental que es tóxico para muchos animales, especialmente vertebrados incluyendo humanos. Así mismo se sabe que los microorganismos acuáticos transforman el mercurio metálico en metilmercurio (MeHg) altamente tóxico, el cual es asimilado rápidamente por la biota acuática y se acumula en la cadena alimentaria (Morel *et al.*, 1998). Por otro lado, la presencia de mercurio en un ecosistema acuático puede deberse a un derrame directo de mercurio de amalgamación en el cuerpo de agua, por transporte de la atmosfera y precipitaciones, y por formaciones geológicas naturales (Ouboter *et al.* 2012). Otros trabajos como el de Boudou & Riberye (1997); Meech *et al.* (1998); Nriagu & Pacyna (1988); Roulet (2001), plantean que la dispersión y la re-emisión y/o evasión de las formas de Hg depende en gran medida de la dirección de vientos y de la pluviometría, influyendo otros factores como reacciones fotoquímicas y bioquímicas.

Muchos de los trabajos relacionados a la presencia de mercurio en el ecosistema acuático se han basado en evaluaciones de peces. Entre estos tenemos el realizado por el IMA (Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente) en 1994, donde encontraron mercurio en tejido de peces de gran tamaño en el río Madre de Dios, como el “puma zúngaro” (*Pseudoplatystoma tigrinum*) y de “zúngaro negro” (*Zungaro zungaro*). Roulet *et al.* (1999); Roulet & Maury-Brachet (2001); Sampaio da Silva *et al.* (2006) evidenciaron patrones de bioamplificación en la cadenas alimentarias acuáticas; es decir se incrementa

la concentración de MeHg desde los productores primarios (principalmente fitoplancton y plantas acuáticas), hacia los consumidores superiores, (peces piscívoros y carnívoros). Son pocos los estudios que analizan la respuesta que puedan tener los macroinvertebrados acuáticos frente a este metal. Araujo (2010) presenta una evaluación de ríos y cochas de Madre de Dios, donde muestran índices preocupantes de contaminación de acuerdo a indicadores bentónicos. La totalidad de los ríos evaluados mostraron niveles de contaminación de moderada a fuertemente contaminadas. Así mismo PRODUCE (2008) ya confirmaba la presencia de mercurio en sedimentos de dichos ríos evaluados por Araujo, donde se muestra valores por encima del LMP DE 0.1 ppm. Sin embargo, es discutible si el efecto de la baja diversidad solo se debe a dicho agente (Hg) o a la degradación conjunta del ecosistema producto de diversos factores involucrados en dicha actividad, pues como señala Mol & Ouboter (2004), uno de los efectos más graves en los ecosistemas acuáticos es el incremento de sedimentos en el agua, causando turbiedad y afectando a la vez otros parámetros importantes del agua propicias para sostener una diversidad acuática. Bueno-Soria & Márquez (1975); Rodriguez & León, (2003) también resaltan la importancia de la turbidez como factor limitante en los sistemas acuáticos, pues dependiendo de esto, la riqueza y composición de insectos acuáticos que habitan en estos ambientes se verá afectada.

2.2 Los macroinvertebrados acuáticos en Bancos Vegetados y su importancia como indicadores ambientales.

Los macroinvertebrados acuáticos son organismos que se encuentran adheridos a sustratos sumergidos (naturales o artificiales) en el fondo y ribera de ríos y arroyos, distribuyéndose en diferentes hábitats o parches que se generan como producto del movimiento lateral y longitudinal del aporte orgánico alóctono; alimentándose de materia orgánica particulada en forma de fragmentos de plantas, algas, bacterias y detritus que es producido dentro del arroyo o suministrado desde fuentes externas como la vegetación ribereña (Guevara *et al* , 2006). Estos organismos se caracterizan por habitar en el lecho de los ecosistemas acuáticos, al menos en algunas etapas de su ciclo de vida (Hauer & Resh 1996). En la fauna bentónica están incluidos diversos grupos de macroinvertebrados como moluscos, lombrices, sanguijuelas, platelmintos, crustáceos, ácaros y fundamentalmente los estados juveniles de varios ordenes de insectos (Segnini, 2003).

El estudio de los macroinvertebrados tiene diversas ventajas señaladas por Reece & Richardson (2000): 1) son relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son colectados, 2) tienen ciclos de vida relativamente cortos comparado con los peces y de esta manera reflejan con mayor rapidez las alteraciones del medio ambiente mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades; 3) viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden acumularse las toxinas, las cuales se incorporan a la cadena trófica a través de ellos, 4) son sensibles a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos, 5) son fuente primaria como alimento de muchos peces y participan de manera importante en la degradación de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes.

Existen muchos hábitats con sustratos diferentes donde pueden habitar los macroinvertebrados acuáticos. Pardo *et al.* (2010), propone cinco tipos de hábitats para evaluaciones en ecosistemas acuáticos: rápidos con sustratos duros, pozas con fondos blandos, bancos vegetados, detritos y macrófitos sumergidos. En la Amazonía y en general en zonas boscosas, predominan los bancos vegetados, los cuales son sustratos que incluyen las orillas vegetadas y las raíces de los árboles de ribera (Pardo *et al.*, 2010). Estos sustratos al ubicarse en el borde de los arroyos y estar compuesto preferiblemente de plantas acuáticas, troncos sumergidos y vegetación sobresaliente (Anexo 2), llegan a ser un nicho protegido y estable para los macroinvertebrados. Es por ello que Chessman (2001) propone una técnica adecuada para el muestreo de macroinvertebrados en estos tipos de sustratos mediante el barrido de la orilla, troncos, piedras y bajo la vegetación saliente haciendo una pasada por el fondo del sedimento donde enraiza la vegetación.

Sin embargo, muy pocos autores han examinado la comunidad acuática en estos sustratos (Anderson & Day; 1986; Moore, 1987); pese a su ventaja de contener una fauna abundante y diversa, en donde los cambios que ocurren en éstos son atribuidos más a las diferencias de calidad del agua o perturbación dentro de los ecosistemas que a la diferencia de hábitats (Orth., 2008). La mayoría de los estudios se han basado en las comunidades de macroinvertebrados de hábitats acuáticos específicos tales como macrófitas (Gregg & Rose, 1985), raíces de los árboles y de base (Jenkins *et al.*, 1984), madera y detritus (Anderson, 1982; Cudney & Wallace, 1980; Dudley & Anderson, 1982), sustratos erosionados o depósitos (Jenkins *et al.*, 1984; Minshall & Minshall, 1977; Orth & Maughan, 1983; Simpson *et al.*, 1986). Otras investigaciones como la de Moore (1987) y Chauvet & Jean-Louis (1988) resaltan la importancia funcional de estos sustratos en el ecosistema; estimando que la producción y la retención de materia orgánica es muy superior en la biota litoral que en la mitad del canal. Así mismo, algunos autores como

Mordukhai-Boltovskoi (1979); Biggs & Malthus (1982) ; Guill (1985); Cellot & Bournaud (1986) ; Anderson & Day (1986); demostraron que la riqueza, la diversidad, la densidad o biomasa aumentan en forma horizontal hacia la zona litoral (bancos vegetados), demostrando la importancia de las riberas como zonas de refugio ante situaciones de tensión o estrés hidráulico (Cellot *et al.*, 1984; Jenkins *et al.*, 1984; Guill, 1985; Cellot, 1989). Por otro lado, los bancos vegetados también podrían desempeñar un papel importante en la recolonización de zonas perturbadas (Gaschignard *et al.*, 1983; Cellot & Bournaud, 1988; Cellot, 1989).

Existen muchas herramientas para predecir un determinado daño en un ecosistema acuático. Sin embargo hoy en día, la mayoría de estas están centradas a evaluaciones químicas, físicas y bacteriológicas (Cairos *et al.* 1993), dando poca importancia a la parte biológica. Rosenberg *et al.* (2008) menciona que el monitoreo físico y químico subestima la degradación de los ecosistemas, a tal punto que considera a las medidas físicas y químicas como una fotografía del ecosistema, mientras que a las biológicas como al video. Esto significa que las medidas físicas y químicas solo muestran un escenario puntual del ecosistema más no de lo que ha venido sucediendo durante una serie de tiempo. Es por ello la gran utilidad de estas herramientas biológicas, especialmente los organismos bentónicos, los cuales son los grupos más usados en los estudios de bioindicación para evaluar y monitorear la calidad del agua (Gonzáles del Tánago & García de Jalón 1984, Goitia & Maldonado 1992).

3. HIPÓTESIS

Hipótesis de estudio (H0): La estructura comunitaria de macroinvertebrados acuáticos en bancos vegetados permite discriminar grados de estrés ambiental causado por los diversos factores involucrados en la minería aurífera.

Hipótesis Alternativa (Ha): La estructura comunitaria de macroinvertebrados acuáticos en bancos vegetados no permite discriminar grados de estrés ambiental causado por los diversos factores involucrados en la minería aurífera.

4. OBJETIVOS

General

Caracterizar la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en bancos vegetados y determinar su respuesta al impacto de la minería aurífera en la Cuenca baja del Río Madre de Dios.

Específicos

- Caracterizar la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en bancos vegetados a escala estacional y temporal.
- Determinar el efecto de parámetros relacionados directamente con la minería aurífera en Madre de Dios sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en bancos vegetados.
- Determinar la condición de integridad de las quebradas evaluadas ubicadas en zonas mineras a través de métricas de estructura comunitaria e índices bióticos.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la Cuenca Madre de Dios correspondiendo a la sub región de Selva baja (hasta 500 msnm.) y caracterizado por un relieve casi llano pero con algunas elevaciones. Las evaluaciones se realizaron en zonas reservadas, zona de amortiguamiento y zonas ubicadas fuera de estas dos últimas, correspondiendo a la subcuenca del Inambari y el Sector Intercuenca Medio de Madre de Dios (Figura 1).

Subcuenca Inambari.- Geográficamente se localiza al extremo Sur de la cuenca Madre de Dios. La subcuenca ocupa pisos altitudinales desde los 225 msnm en la desembocadura con el río Madre de Dios (Boca Inambari), hasta los 5000 msnm en la naciente del río Inambari en Puno. En la parte baja presenta zonas de vida de bosque muy húmedo -Subtropical, en la parte media un bosque pluvial - Subtropical y en la parte alta la zonas son de paramo y tundra pluvial - Alpino Subtropical. La cuenca presenta grandes variaciones en su relieve que van desde Terrazas altas ligeramente disectadas o llanuras aluviales en la parte baja a cordilleras de pendientes abruptas en la parte alta, en la zona de Puno, pasando por Montañas altas muy empinadas. Así mismo, es la sub cuenca con mayores pendientes. (MINAG, 2010)

Sector Intercuenca Medio Madre de Dios.- Se ubica en la zona Media del Sector del Río Madre de Dios. Presenta zonas de vida de bosque muy húmedo a bosque húmedo-Subtropical. Este sector presenta pronunciadas áreas de inundación con escasos

ambientes lénticos, a diferencia de las partes altas donde las áreas de inundación son escasas o inexistentes y ambientes lenticos ausentes (MINAG, 2010).

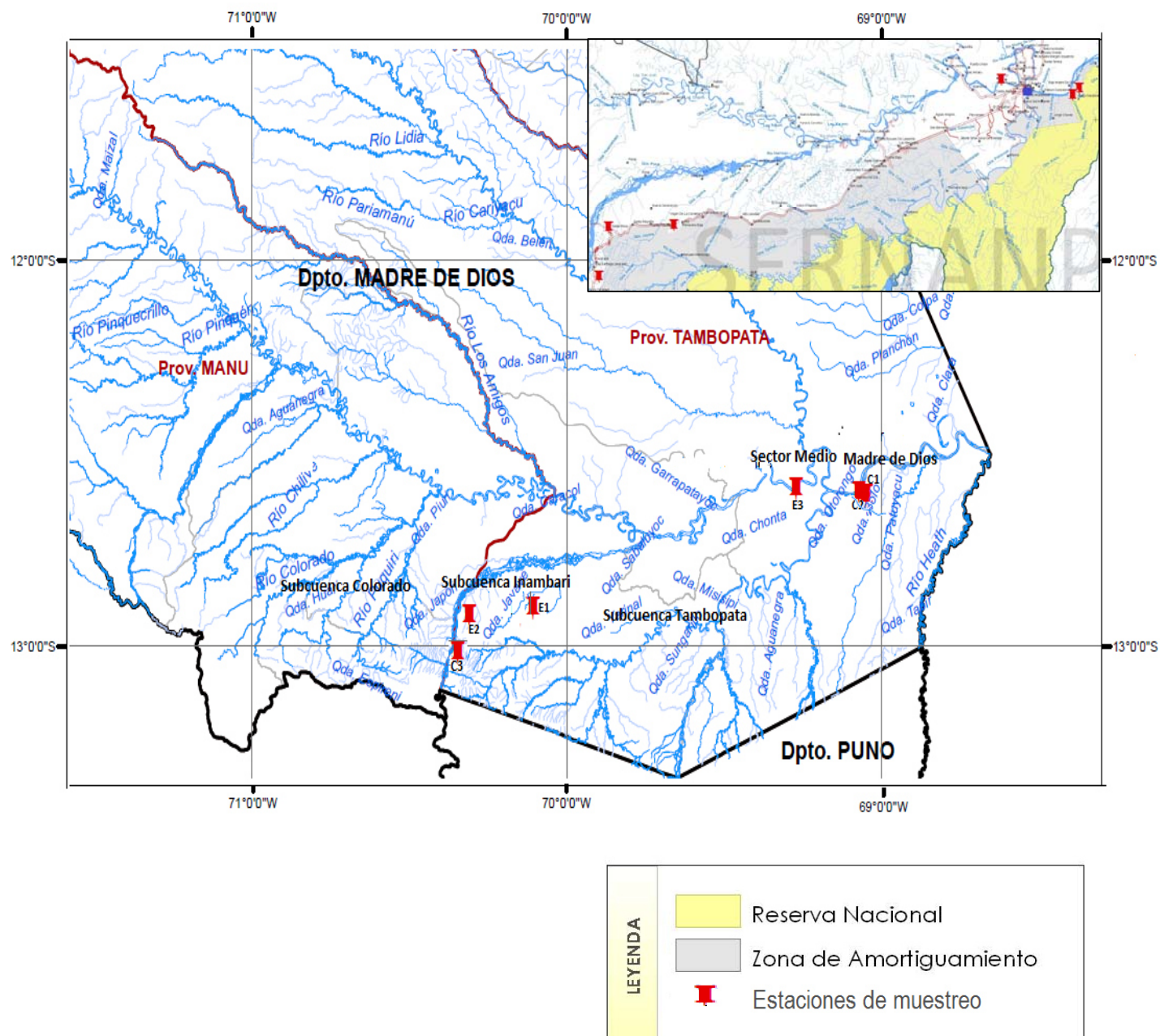


Figura 1. Ubicación Geográfica de las Estaciones de Muestreo. Cuenca Madre de Dios.

5.2 Diseño de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en seis quebradas con diferentes grados de integridad. Se usó el diseño control/impacto, donde el primero está referido a sitios prístinos o sin presencia observable de impacto antropogénico; mientras que el segundo a sitios con diferentes grados de degradación física y/o química. En base a ello, tres quebradas fueron elegidas como control; dos ubicadas en zonas protegidas (Quebrada Puente Grande perteneciente Reserva Nacional de Tambopata y Quebrada Fundo Concepción perteneciente al refugio INKATERRA) y una ubicada en el eje carretero Puerto Maldonado-Cusco (Quebrada Puente Buenqueme). Tres quebradas fueron elegidas como áreas estudio, una ubicada en el eje carretero Puerto Maldonado-Cusco (Quebrada Puente Primavera), otra en el centro poblado Santa Rosa (Quebrada Santa Rosa) y la otra ubicada zona abajo del centro Poblado La Pastora caracterizada por el ejercicio de la minería aurífera principalmente informal (Quebrada La Pastora). Cabe resaltar que la elección de controles e impactos se basó tanto en la integridad del bosque, como su ubicación en áreas protegidas y zonas con o sin referencias de minería. En la **tabla 1** se resumen los datos georreferenciales de las quebradas evaluadas.

Tabla 1. Ubicación y descripción de las estaciones de muestreo

Cuenca	Estación	Altitud (msnm)	Latitud	Longitud	Tipo de estación	
Intercuenca Medio bajo Madre de Dios	Qda. Puente grande	196	12°36'41.7''	69° 02'47.7''	Control	C1
Intercuenca Medio bajo Madre de Dios	Qda. Concepción	196	12°36'16.26''	69°04'20.58''	Control	C2
Inambari	Qda. Puente Buenqueme	347	13°02'8.46''	70°20'40.26''	Control	C3
Inambari	Qda. Puente Primavera	253	12°54'48.3''	70° 08'44.4''	Estudio	E1
Inambari	Qda. Santa Rosa Oeste	311	12°55'34.26''	70°18'30.96''	Estudio	E2
Intercuenca Medio Bajo Madre de Dios	Qda. La Pastora	171	12°35'48.42''	69° 16'4.86''	Estudio	E3

5.3 Periodo de muestreo

El periodo de muestreo se dividió en dos etapas determinadas por la climatología e hidrología de la región. La primera, correspondió a la época seca (agosto del 2011) abarcando cuatro días de trabajo en campo mientras que la segunda a la época lluviosa (enero del 2012) abarcó seis días de trabajo en campo. En ambas épocas se establecieron los mismos puntos de muestreo.

5.4 Caracterización ambiental

En cada estación se caracterizó el ambiente obteniendo datos hidrológicos tales como velocidad de corriente, tipo de agua, profundidad y ancho. La tipología del agua se realizó en base a la clasificación de Sioli (1984) quien distingue tres tipos de agua para los ríos amazónicos: aguas claras, blancas y negras. Finalmente se aplicó el protocolo RCE (*Riparian, channel and Environmental Inventory*) para caracterizar la integridad ambiental del ecosistema (Petersen, 1992) (Anexo 1)

5.5 Caracterización de la calidad del agua

En cada estación se obtuvieron datos de oxígeno disuelto, usando para ello el método Winkler el cual permite determinar la cantidad de mg/l de oxígeno disuelto a través de una valoración química.

Para los datos de pH y temperatura, se usó un potenciómetro/ termómetro (modelo ATC) y para la conductividad, salinidad, y sólidos totales disueltos se usó un multiparámetro modelo ExStik II.

Para los valores de oxígeno disuelto, en términos de comparación se tomó en consideración los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua (ECA) del

Decreto Supremo N°002-2008-MINAM en la categoría 4 de “*Conservación del Ambiente Acuático*”, el cual establece el nivel de concentración o el grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en el agua, en su condición de cuerpo receptor y componente básico de los ecosistemas acuáticos.

Para determinar la presencia de actividad minera o influencia indirecta de esta en el cuerpo de agua, se obtuvieron datos de mercurio en cada punto; mientras que para descartar influencia de contaminación orgánica se obtuvieron valores de nitratos. Para medir ambos parámetros se colectaron muestras de sedimento, conservadas bajo cero y analizados en la Unidad de Servicios de Análisis Químicos de la Universidad de San Marcos (USAQ-UNMSM). Para los valores de mercurio en sedimento se tomó en consideración los Límites Máximo Permisibles (LMP) para mercurio en sedimento establecidos por la EPA (*Environmental Protection Agency*). Todas las mediciones fueron realizadas en ambas épocas a excepción de nitratos, los cuales fueron medidos solo en la época seca por razones presupuestales.

5.6 Colecta de macroinvertebrados acuáticos y tratamiento en el Laboratorio

En cada estación se tomaron tres submuestras con una red tipo surber (30 x 30 cm, 250 μ m). La elección del número de submuestras se basó tanto en la complejidad del sustrato como el área de muestreo, ya que el sustrato elegido se ubicó en los bancos de ribera con pendientes muy pronunciadas, haciendo que el tamaño por submuestra sea mayor debido al barrido vertical por cada punto muestreado. El método de muestreo consistió en pasar la red, rozando y sacudiendo las raíces en dirección vertical (de abajo hacia arriba) incluyendo en sedimento donde enraíza la vegetación. Las submuestras colectadas (18 en época seca y 18 en época húmeda) fueron conservadas en formol al 4% y almacenadas en bolsas plásticas usando dos unidades por muestra, aumentando así la protección. Para ello, se usaron dos etiquetas por muestra, una en el interior del material

recogido y la otra en el exterior (Anexo 2). Tanto la metodología de muestreo en bancos vegetados como la fijación y el etiquetado se realizaron tomando como base el protocolo de muestreo de comunidades biológicas desarrollado por Pardo *et al.* (2010).

La separación del material, conteo de organismos e identificación hasta el menor nivel taxonómico posible, se realizaron en la Facultad de Ciencias Biológicas de la UNMSM con ayuda de un microscopio estereoscópico, con un aumento de hasta 40 veces y usando las claves de Domínguez & Fernández (2009), Merritt & Cummins (2008), Dominguez *et al.* (2006) para la identificación de Efemerópteros, y Heckman (2006) para la identificación de Odonatos.

5.7 Análisis de datos

5.7.1 Composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

Cada submuestra por cada estación fue analizada independientemente identificándose los organismos hasta el mínimo nivel posible, siendo la mayoría identificados hasta género, principalmente los de la clase Insecta. Se hace una caracterización general de la comunidad de macroinvertebrados en todo el estudio, mostrando posteriormente un inventario por cada época evaluada para mostrar las variaciones temporales.

5.7.2 Riqueza específica (S) por estaciones de muestreo.

Se calculó la riqueza (S) de taxas por estaciones y submuestras aplicando para este análisis el software Primer 6. Versión 6.1.6

5.7.3 Abundancia de individuos por estaciones de muestreo.

La abundancia de macroinvertebrados acuáticos, se determinó mediante el conteo directo de organismos por cada taxón identificado (Moreno, 2001).

5.7.4 Estructura Comunitaria.

Se analizó la estructura comunitaria de macroinvertebrados acuáticos en bancos vegetados, mediante la aplicación del Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') el cual es apropiado para reflejar los cambios que la diversidad experimenta a causa de alteraciones en el ecosistema (Cárdenas *et al.* 2007). Así mismo se aplicó el índice de equidad de Pielou, el cual mide la proporción de la diversidad observada en relación a la máxima diversidad esperada, estando su valor comprendido entre 0 y 1.0 (Moreno 2001). Para realizar estos análisis se usó el software estadístico Primer 6. Versión 6.1.6.

Tanto para la riqueza específica, abundancia y en la estructura comunitaria se determinó la existencia de diferencias significativas a escala temporal y entre estaciones controles e impacto, mediante pruebas estadísticas no paramétricas tal como lo sugieren Wantzen & Rueda-Delgado (2009). Para determinar diferencias significativas a escala temporal se aplicó la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney ($p < 0,5$) y para las diferencias entre estaciones de muestreo se usó la prueba de Kruskal-Wallis ($p < 0,5$). Además se realizó un análisis de barras de error para describir la variación de las métricas entre estaciones de muestreo. Para estos análisis estadísticos se usó el software IBM SPSS statistics versión 19

5.7.5 Análisis multivariados

Para determinar la existencia de diferencias significativas en la comunidad entre las dos épocas de estudio (escala temporal) y entre estaciones de muestreo (escala espacial) se

realizó el análisis de similitud (ANOSIM) ($p < 0,5$) (Clarke, 1993), creando una matriz de similitud a partir del índice de Bray-Curtis como medida de similitud (Brower & Zar 1984) el cual fue complementado con un análisis de similitud Porcentual (SIMPER) para conocer los taxa que más influyen en los patrones comunitarios (Correa *et al.* 2010) . Para analizar gráficamente los patrones de distribución espacial y temporal de las estaciones de muestreo se aplicó el método no paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS). Todos estos análisis se realizaron utilizando el software estadístico Primer 6. Versión 6.1.6

5.7.6 Métricas de Bioindicación

Para estimar la calidad del agua se calculó tanto parámetros comunitarios como índices bióticos. En esta sección se aplicó tanto métricas simples como índices bióticos para determinar la calidad ambiental.

5.7.6.1 Métricas Simples

Diversidad de Shannon-Wiener (H').- Este índice permite enfocarse en los cambios de los patrones de riqueza y abundancia de especies para evaluar el impacto de los diferentes tipos de perturbaciones ambientales sobre las comunidades biológicas (Segnini 2003)

Equidad de Pielou (J').-El índice de equidad mide como están equilibrados los taxa en número de individuos en cada punto, siendo en estos valores más cercanos a cero en lugares con algún tipo de disturbio, o indicadores de algunos taxas tolerantes que prevalecen sobre el resto.

5.7.6.2 Índices Bióticos






Índice EPT (Lenat, 1988).- Este índice usa tres órdenes de insectos acuáticos que son comunes en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), son fácilmente identificados y son comúnmente usados como un indicadores de calidad de agua. Este índice está basado sobre la premisa que quebradas con alta calidad usualmente tienen mayor cantidad de especies.

Índice EPTC.- Este índice aplicado usa cuatro órdenes de insectos acuáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Coleoptera). Tiene un fundamento similar al índice anterior.

Índice EIPT.- Este índice aplicado por Von Ellenrieder (2007) para discriminar áreas degradadas por actividades humanas, usa cuatro órdenes de insectos acuáticos (Elmidae, Plecoptera y Trichoptera) y su fundamento de respuesta a alteraciones es similar a los dos índices anteriores.

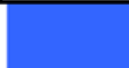




Índice de Monitoreo Biológico adaptado para Colombia (Por sus siglas en Inglés BMWP/Col).- Este índice combina el número total de taxas con un valor de tolerancia. El nivel taxonómico requerido es el de Familia y el valor final se obtiene por la sumatoria de los valores de tolerancia de cada una de las familias (Roldan 2003). Fernández y Camargo (2005) consideran a este índice como adecuado para valorar perturbaciones por minería.

Tabla 2. Clases de calidad del agua, valores del BMWP/Col, significado y colores para representaciones cartográficas (Roldán 2003).

CLASE	CALIDAD	VALOR DEL BMWP	SIGNIFICADO	COLOR
I	Buena	> 150	Aguas muy limpias	 Azul
		101-120	Aguas no contaminadas	
II	Aceptable	61-100	Se evidencia efectos de la contaminación	 Verde
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	 Amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	 Naranja
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas situación crítica	 Rojo

Puntaje Promedio por Taxon (por sus siglas en inglés ASPT).- Este índice representa la tolerancia promedio de los taxas dentro de la comunidad. El nivel taxonómico requerido es el de Familia y el valor final se obtiene por la división de BMWP/Col y el número total de familias.

Tabla 3. Clasificación de las aguas y su significado ecológico de acuerdo al índice ASPT propuesta de Arango et al. (2003).

CLASE	CALIDAD	VALOR ASPT	SIGNIFICADO	COLOR
I	Buena	> 9-10	Aguas muy limpias	 Azul
		> 8-9	Aguas no contaminadas	
II	Aceptable	> 6.5-8	Ligeramente contaminada: Se evidencian efectos de la contaminación	 Verde
III	Dudosa	> 4.5-6.5	Aguas moderadamente contaminadas	 Amarillo
IV	Crítica	> 3-4.5	Aguas muy contaminadas	 Naranja
V	Muy crítica	1-3	Aguas fuertemente contaminadas situación crítica	 Rojo

Índice Biótico de Familia (Hilsenoff, 1988).- Su valor no es otra cosa que un promedio ponderado de la abundancia de los diferentes taxas por valores de tolerancia sugeridos por Hauer & Resh (1996). Al igual que el BMWP/Col el nivel taxonómico requerido es Familia.

Tabla 4. Clasificación y grado de contaminación de la calidad del agua mediante el índice biótico de familia (IBF) de Hilsenhoff (1988)

INDICE BIOTICO	CALIDAD DEL AGUA	GRADO DE CONTAMINACIÓN
0,00 - 3,75	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente.
3,76 - 4,25	Muy buena	Contaminación orgánica ligera
4,26 - 5,00	Buena	Algo de contaminación orgánica
5,01 - 5,75	Regular	Contaminación orgánica regular
5,76 - 6,50	Regular -	Contaminación orgánica significativa
6,51 - 7,25	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
7,26 - 10,00	Muy Pobre	Contaminación orgánica severa

5.7.7 Relación entre variables bióticas y abióticas

Se determinó la relación existente entre las variable bióticas y abióticas mediante la correlación de Pearson, comprobando anticipadamente la distribución normal de los datos a procesar. Este análisis se realizó con información procedente de ambas épocas empleando el software IBM SPSS Statistics 19.

6. RESULTADOS

6.1 Caracterización de las estaciones de muestreo

Los resultados sobre características físicas para las estaciones evaluadas se muestran en las tablas 5 y 6.

Estación C1: Quebrada Puente Grande: Esta quebrada control se ubica en la Intercuenca Medio Madre de Dios y pertenece a la Reserva Nacional de Tambopata, en el centro de interpretación y control del Lago Sandoval (Llanura Amazónica). Se caracterizó por poseer una densa vegetación abarcando casi el 100% de la superficie ribereña, creando un área cerrada y tupida producto de los grandes árboles ubicados en la ribera. El tipo de agua correspondió a blanca con fondo areno fangoso, con escaso movimiento de masas de agua y conteniendo en su recorrido paquetes naturales de hojas y ramas sumergidas (detritus). Asimismo, en todo el trayecto de la ribera se observó bancos vegetados, predominando como sustrato y/o hábitat para diversas especies acuáticas, lo que explicaría la gran abundancia de peces observados en casi todo su recorrido. El único factor de origen antropogénico que pudo observarse, fue la construcción de un pequeño puente de madera (aguas abajo de la zona muestreada) que cruza la quebrada y cuyo fin es netamente turístico para llegar al lago Sandoval (Anexo 3).

Estación C2: Quebrada Fundo Concepción: Estación control ubicada en la Intercuenca Medio Madre de Dios en una zona reservada a cargo de la compañía INKATERRA. Al igual que la estación C1, se ubica en una zona boscosa con una densa vegetación ribereña. Sin embargo, posee una corriente de agua mayor correspondiendo a un tipo de agua clara. El tipo de hábitat con sustrato predominante fue bancos vegetados y en menor porcentaje rápidos de sustrato duro (piedra y gravas) y pozas de fondo blando

(areno-arcilloso). A diferencia de la estación anterior, la vegetación ribereña no forma un área cerrada y tupida, permitiendo que la luz penetre con más facilidad en muchas partes del cuerpo de agua. Aparentemente en este lugar se practicaba agricultura (hace 10-15 años) y también hubo minería informal según comentarios de lugareños (Anexo 4).

Estación C3: Quebrada Puente Buenqueme: Quebrada control ubicada en la Subcuenca Inambari y no pertenece a ninguna de las zonas de protección por el SERNANP. Así mismo, cruza el puente Buenqueme del eje carretero interoceánico Puerto Maldonado-Cusco. Esta quebrada posee una corriente moderada con aguas del tipo clara. Los hábitats predominantes fueron bancos vegetados y rápidos de sustrato duro (canto rodado). La vegetación ribereña forma un área muy abierta donde la luz penetra fácilmente al cuerpo de agua, en contraste a las dos quebradas anteriores. Por otro lado, a nivel temporal se observó diferencias en el volumen de agua extendiéndose horizontalmente y cubriendo más vegetación durante la época lluviosa, pero no fue así con la velocidad, la cual se mantuvo casi similar en ambas épocas. Intervenciones antropogénicas observadas en esta quebrada fueron la construcción de un puente aguas abajo de la zona de muestreo (Puente Buenqueme-carretera interoceánica) y un par de casas en la ribera, así como trochas en los bordes de la quebrada para los lugareños y sus animales de carga. Cabe resaltar que no se obtuvo evidencias in situ de actividad minera aurífera (Anexo 5).

Estación E1. Quebrada Puente Primavera: Quebrada de estudio ubicada en la Subcuenca Inambari y pertenece a la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional de Tambopata. Atraviesa el eje carretero interoceánico (Puerto Maldonado-Cusco) y se ubica en una zona influenciada por minería. Así mismo, se caracterizó por poseer una ribera con presencia tanto de vegetación nativa como introducida. El tipo de agua correspondió a blanca con fondo areno fangoso, con escaso movimiento de masas de

agua, predominando los bancos vegetados como sustrato y/o hábitat para diversas especies acuáticas. Cabe resaltar que no se apreció diferencias significativas a nivel temporal con respecto al nivel de agua. Con respecto a intervenciones antropogénica pudo observarse carga mediana de sedimentos no correspondiente al estado original de esta quebrada, ya que según habitantes de la zona, esta quebrada originalmente poseía aguas medianamente claras. Así mismo se pudo observar evidencia de contaminación orgánica confirmadas in-situ por el olor y consistencia del sedimento, y contrastadas posteriormente con los análisis de laboratorio (Anexo 6).

Estación E2. Quebrada Santa Rosa Este: Quebrada de estudio ubicada en la Subcuenca Inambari en el centro poblado Santa Rosa, no perteneciendo a ninguna de las zonas de protección por el SERNANP. La vegetación ribereña no forma un bosque tupido permitiendo la entrada de luz en muchas zonas de la quebrada. El tipo de agua correspondió a clara con una corriente moderada. Los hábitats en orden de predominancia fueron rápidos de sustrato duro seguido por bancos vegetados y pozas. Cabe resaltar que no se apreció diferencias temporales con respecto al nivel de agua, pese a que durante la época húmeda se apreció precipitaciones considerables. Es una quebrada ubicada en un centro poblado caracterizada por su minería, sin embargo durante el muestreo no mostró indicios físicos de actividad minera pese a que los análisis químicos arrojaron valores altos de mercurio en sedimento (Anexo 7).

Estación E3. Quebrada La Pastora: Quebrada de estudio ubicada en la Intercuenca Medio Madre de Dios y no pertenece a ninguna de las zonas de protección por el SERNANP. Recibe el impacto directo del Centro Poblado “La Pastora” en donde la mayoría de su población se dedica a la minería aurífera (Kumamoto, 2001). Esta quebrada desemboca en el Río Madre de Dios y está ubicada en un área boscosa pero a su vez alterada en algunas zonas por deforestación, destrucción de las riberas y

alteración del cauce. El tipo de agua correspondió a blanca con escaso movimiento de masas de agua y con una alta carga de sedimentos. Así mismo, a nivel temporal pudo apreciarse marcadas diferencias en la profundidad y ancho de la quebrada (Tabla 5 y 6). Además de recibir el efecto directo del centro poblado “La Pastora”, mostró impactos indirectos en sus márgenes. Es así como en la época seca la quebrada mostró mayores efectos de la actividad minera, observándose mineros trabajando en ambos márgenes de la quebrada. A 100 metros del margen derecho, se observó mineros trabajando indiscriminadamente con motobombas removiendo el fondo (sedimentos y arena), formando montículos de arena en el margen del río Madre de Dios y causando a su vez la deforestación de una gran área del bosque. Por otro lado, en el margen izquierdo, a 500 m aproximadamente (aguas arriba del Río Madre de Dios), pudo apreciarse la quema de combustibles y deforestación en algunas zonas. Durante la época lluviosa, la quebrada ascendió marcadamente, ocupando áreas vegetadas que en la época seca estaban alejadas. Cabe resaltar, que en esta época no se apreció mineros trabajando pero las huellas de la deforestación persistieron (Anexo 8).

6.2 Caracterización ambiental

6.2.1 Parámetros de caracterización ambiental

A nivel de todas las estaciones de muestreo no se apreciaron diferencias físicas notables entre la época seca y húmeda, a excepción de la estación E3 la cual mostró marcados cambios en ancho y profundidad y la estación C3 con marcadas diferencias con respecto al ancho de la quebrada. Los resultados obtenidos están resumidos en las Tablas 5 y 6.

Tabla 5. Principales parámetros de caracterización física por estaciones de muestreo.

Cuenca Madre de Dios. Época seca, agosto 2011.

ÉPOCA SECA	Estaciones controles			Estaciones de estudio		
	C1	C2	C3	E1	E2	E3
Ancho(m)	8.26	6.13	2.3	7.13	8.5	1.5
Prof. Media(m)	0.88	0.47	0.21	0.94	0.18	0.3
Corriente	no turbulenta	suave	suave	no turbulenta	suave	suave
Velocidad(m/s)	0.03	0.40	0.25	0.03	0.11	0.03
Turbidez	fuerte	moderada	fuerte	moderada	moderada	fuerte
Tipo de agua	blanca	clara	clara	blanca	clara	blanca

Tabla 6. Principales parámetros de caracterización física por estaciones de muestreo.

Cuenca Madre de Dios. Época húmeda, enero 2012.

ÉPOCA HÚMEDA	Estaciones controles			Estaciones de estudio		
	C1	C2	C3	E1	E2	E3
Ancho(m)	7.9	6	5	7	8.5	8.5
Prof. Media(m)	0.79	0.42	0.21	0.73	0.25	2.33
Corriente	no turbulenta	suave	suave	suave	Suave	suave
Velocidad(m/s)	0.027	0.249	0.5	0.036	0.357	0.016
Turbidez	fuerte	moderada	ninguna	fuerte	Moderada	fuerte
Tipo de agua	blanca	clara	clara	blanca	clara	blanca

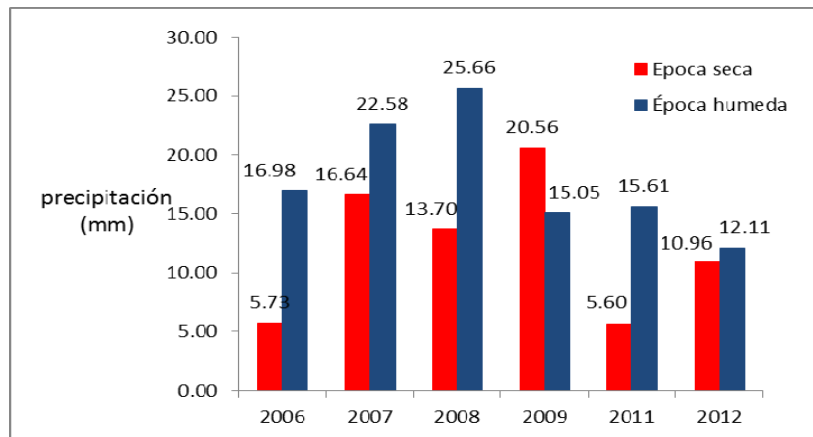


Figura 2. Datos históricos de precipitaciones promedio por día, para las épocas seca y húmeda

Usando los datos meteorológicos históricos del SENAMHI para la Cuenca de Madre de Dios, se observa patrones irregulares de precipitaciones, existiendo años de máxima precipitación promedio por día en la época húmeda durante las 2007 y 2008, y menores precipitaciones promedio por día en la época seca durante el 2006 y 2011. Así mismo, en el 2012 ya se aprecia pocas diferencias entre ambas épocas hidrológicas (Figura 2).

La hidrología de la segunda época de muestreo (húmeda - Enero del 2012) estuvo influenciada por las precipitaciones del mes anterior (Diciembre del 2011) observándose bajas precipitaciones en los último días de este mes (Figura 3), lo cual pudo verse reflejado en las poca variación de los volúmenes de agua en las quebradas, a excepción de la estación E3. En este caso, la variación de los volúmenes de agua en esta estación pudo deberse entre otros factores a la morfología de su cauce siendo a su vez inestable y erosionado con poca o nula vegetación en los bancos.

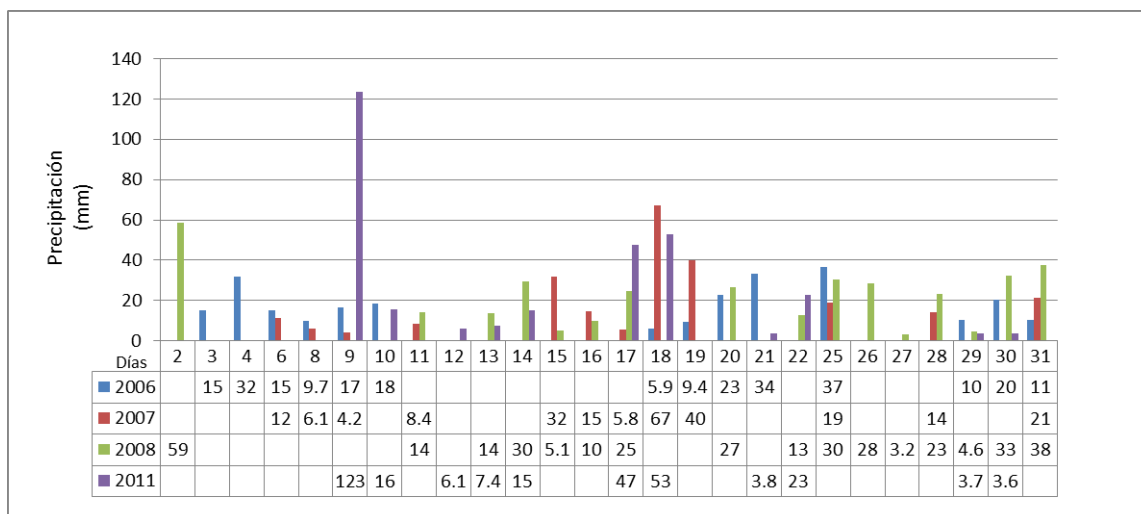


Figura 3. Histórico anual de precipitaciones diarias (mm) para el mes de Diciembre usando la data disponible del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú- SENAMHI

6.2.2 Índice de Integridad ambiental de las quebradas (RCE)

Las quebradas evaluadas mostraron índices de integridad desde muy buenos hasta pobres, en donde los mayores valores en ambas épocas correspondieron a las estaciones controles C1 y C2 (Integridad muy buena), los valores intermedios a las estaciones C3 y E2 (integridad buena), mientras que E1 obtuvo una integridad regular en la época seca y buena en la húmeda y E3 una integridad pobre en la época seca y regular en la húmeda.

De manera general no se apreciaron marcadas diferencias temporales. Sin embargo llamó la atención el cambio positivo de la integridad en la estación E3 durante la época húmeda (Integridad regular). Esto se debió al aumento de las masas de agua en dicha época cubriendo áreas vegetadas de los márgenes; en contraste a lo ocurrido en la época seca (Integridad pobre), donde dicha quebrada mostró alteraciones del lecho con árboles caídos y altas cargas de sedimentos finos e inestabilidad del lecho (Tabla 7)

Tabla 7. Índice de integridad ambiental RCE en las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Río Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011) y húmeda (enero, 2012)

	Estaciones controles			Estaciones de estudio		
ÉPOCA SECA	C1	C2	C3	E1	E2	E3
Puntaje	234	291	207	131	222	36
Clase	II	II	III	IV	III	V
Integridad	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Regular	Bueno	Pobre
ÉPOCA HÚMEDA	C1	C2	C3	E1	E2	E3
Puntaje	234	291	207	155	226	141
Clase	II	II	III	III	III	IV
Integridad	Muy bueno	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Regular

6.3 Caracterización de la calidad del agua.

En las tablas 8 y 9 se muestran los principales parámetros limnológicos para la época seca y húmeda respectivamente. No se apreciaron diferencias marcadas entre ambas épocas a nivel de los principales parámetros limnológicos (oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos, transparencia y salinidad). A nivel espacial, pudo apreciarse a las estaciones “controles” con valores normales de oxígeno disuelto comparado a lo normado en las ECAs ($OD \geq 5$ mg/L). En las estaciones de “estudio” pudo apreciarse algo similar, a excepción de la estación E3, el cual obtuvo valores de OD muy bajos comparados a los ECAs (Figura 4). Así mismo, estos valores de oxígeno son comparados a los obtenidos por la Fundación *Stroud Water Research Center* en Octubre del 2006 (Apendice3: Biogeoquímica) en diversas quebradas de Madre de Dios (Figura 5). Los valores obtenidos por dicha Fundación oscilaron de 4.49 mg/L a 10.43 mg/L en áreas boscosas, de 4.88 a 8.11 mg/L en áreas de bosque alterado por agricultura, y 0.09 mg/L en una zona urbana. Estos valores se contrastan a los obtenidos

en el presente estudio, donde el OD osciló de 4.64mg/L a 7.14 mg/L en las estaciones controles y de 2.29 a 6.43 mg/L en las estaciones de estudio o impactadas. Cabe resaltar que de esta últimas, solo la estación E3 obtuvo los valores más bajos de OD (2.29 mg/L y 3.64 mg/L) para las épocas seca y húmeda respectivamente (Figura 5)

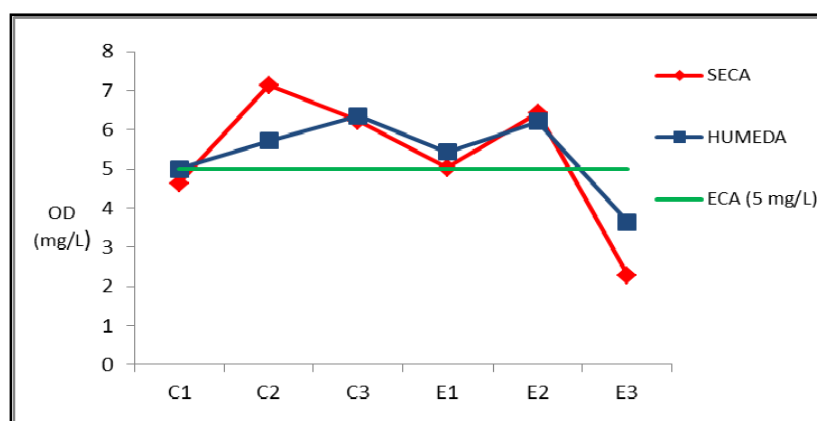


Figura 4. Oxígeno Disuelto (OD) en las estaciones evaluadas para la época seca (agosto 2011) y húmeda (enero 2012). ECA=Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua.

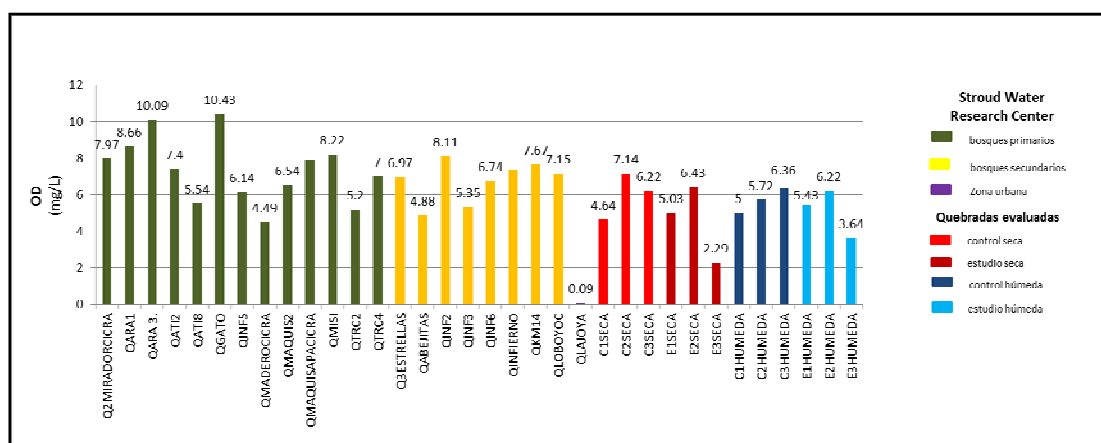


Figura 5. Gráfica comparativa de valores de OD obtenidos en quebradas de Madre de Dios por la Fundación *Stroud Water Research Center* y los obtenidos en las quebradas evaluadas. OD=Oxígeno Disuelto.

Los valores de conductividad son comparados con los obtenidos por la Fundación *Stroud Water Research Center* en Octubre del 2006 (Apendice3: Biogeoquímica). Dichos valores obtenidos oscilaron de 7.4 us/cm a 22.3 us/cm en áreas boscosas, de 19.9 us/cm a 38.7 us/cm en áreas de bosque alterado por agricultura y 224 us/cm en una zona urbana. Estos valores se contrastan a los obtenidos en el presente estudio, donde la conductividad osciló de 19 us/cm a 49.9 us/cm en las estaciones controles y de 24.2 us/cm a 77.7 us/cm en las estaciones de estudio o impactadas. Cabe resaltar que de estas últimas, las estaciones E2 y E3 obtuvieron los mayores valores (Figura 6).

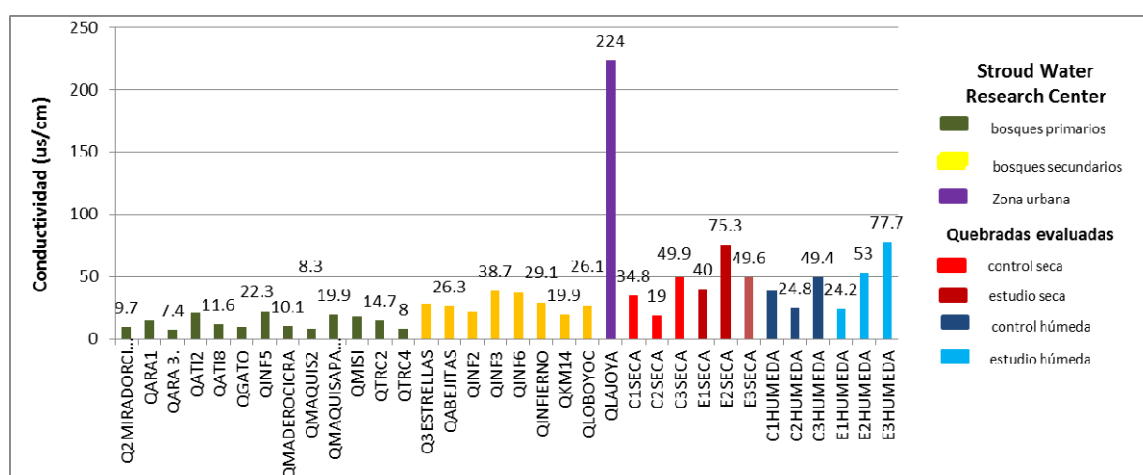


Figura 6. Gráfica comparativa de valores de conductividad (us/cm) obtenidos en quebradas de Madre de Dios por la Fundación *Stroud Water Research Center* y los obtenidos en las quebradas evaluadas.

Con respecto a los niveles de mercurio en sedimento pudo apreciarse diferencias notables entre ambas épocas (época seca > época húmeda). Sin embargo, en la época seca los niveles de mercurio en sedimento sobrepasaron ampliamente los LMP establecidos por la EPA para las estaciones de estudio E2 y E3. Solo una de las estaciones control (C2) estuvo apenas por encima del LMP establecido por la EPA (Figura 7).

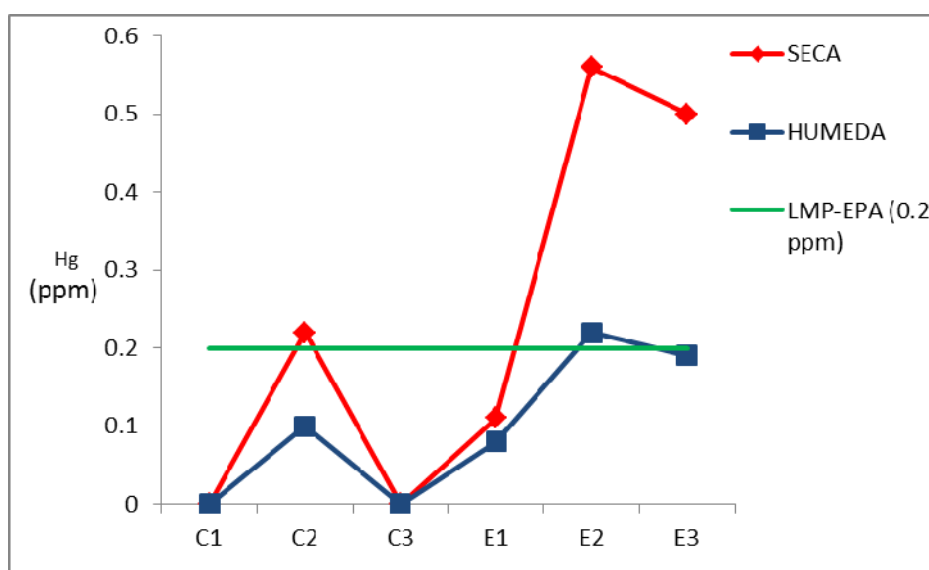


Figura 7. Concentración de mercurio en sedimentos de las estaciones evaluadas para la época seca (agosto 2011) y húmeda (enero 2012). LMP-EPA: Límites Máximos Permisibles - *Environmental Protection Agency*

Con respecto a los sólidos totales disueltos la estación E3 obtuvo el valor más alto así como una transparencia nula, diferenciándose notablemente del resto, mientras que la estación C2 obtuvo el valor más bajo (Tablas 8 y 9). De manera similar ocurrió con los Nitratos en sedimento, donde la estación de estudio E3 obtuvo los valores más altos en un valor casi tres veces a lo encontrado en las estaciones controles C1 y C2, las cuales se ubicaron en zonas conservadas y sin influencia urbana.

Tabla 8. Parámetros limnológicos de las estaciones de muestreo. Cuenca Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011)

EPOCA SECA	Estaciones controles			Estaciones de estudio		
Medidas fisicoquímicas	C1	C2	C3	E1	E2	E3
pH	7.39	7.4	7.5	6.59	7.7	6.53
Temp.Aire(°C)	29.5	28.2	35.7	31	27.9	26.7
O2 disuelto(mg/L)	4.64	7.14	6.221	5.0245	6.43	2.29
Temp.Agua(°C)	24	23.5	25.6	27.1	29	24.8
conductividad(uS/cm)	34.8	19	49.9	40	75.3	49.6
salinidad(ppm)	17.1	9.7	24.3	27.5	37.6	24.5
STD(mg/L)	24.2	3.2	34.7	19.7	37.3	52
Transparencia (cm)	38	total	total	18	total	nula
Nitratos disueltos (ppm)	61.19	77.92	95.3	94.83	98.57	138.6
Mercurio(ppm)	nd	0.22	nd	0.11	0.56	0.5

Tabla 9. Parámetros limnológicos de las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Río Madre de Dios. Época húmeda (enero 2012)

EPOCA HÚMEDA	Estaciones controles			Estaciones de estudio		
Medidas fisicoquímicas	C1	C2	C3	E1	E2	E3
pH	6.2	6.65	6.92	6.1	6.95	5.61
Temp.Aire(°C)	26	37	32	34	28	26
O2 disuelto(mg/L)	5.00	5.72	6.36	5.43	6.22	3.64
Temp.Agua(°C)	26.5	26.2	27.1	27	25.5	26.1
conductividad(uS/cm)	39	24.8	49.4	24.2	53	77.7
salinidad(ppm)	17.2	11.4	24.7	17.8	26.5	39
STD(mg/L)	18.1	15.9	34.7	17.1	37.3	54.4
Transparencia (cm)	30	total	total	15	total	5
Mercurio(ppm)	n.d	0.10	n.d	0.08	0.22	0.19

*nd: no determinado o detectado

6.4 Composición de la comunidad de macroinvertebrados en bancos vegetados

Se identificaron un total de 156 taxas (Tabla 10), en donde 121 fueron identificados hasta nivel de género y el resto hasta nivel de familia, principalmente en el Orden Diptera.

La comunidad de macroinvertebrados estuvo representada en ambas épocas por la clase Insecta (Figura 8). A nivel de órdenes los más representativos fueron Coleoptera con 42 géneros agrupadas en 13 familias en donde la familia Elmidae fue la de mayor riqueza con 19 géneros. Le siguió Ephemeroptera con 23 géneros agrupadas en 7 familias. El Orden Odonata con 21 géneros agrupadas en 8 familias de las cuales la familia Libellulidae fue la más rica con 9 géneros. El Orden Trichoptera con 20 géneros agrupadas en 7 familias siendo la familias Hydroptilidae e Hydropsychidae las más ricas ambas con 4 géneros. Por último el Orden Diptera con 15 familias (19 taxas identificados hasta nivel de familia y subfamilia en caso de Chironomidae y Ceratopogonidae).

La abundancia total de macroinvertebrados acuáticos en este estudio fue de 20078 individuos (Tabla 10). A nivel de órdenes los más representativos con respecto a la abundancia fueron Diptera con 10349 individuos, en la cual la familia Chironomidae fue la más abundante con 9056 individuos. Le siguió Coleoptera con 3065 individuos siendo la familia Elmidae la más abundante con 2409 individuos. El Orden Ephemeroptera con 2796 individuos en donde las Familias Leptophlebiidae y Leptohyphidae fueron las más abundantes con 913 y 874 individuos respectivamente. El orden Trichoptera con 2486 individuos siendo las familias Leptoceridae e Hydropsichidae las más abundantes con 1228 y 869 individuos respectivamente.

Las estaciones controles obtuvieron mayores riquezas y abundancias en comparación a las estaciones estudio (Tabla 10).

Tabla 10. Valores de riqueza y abundancia en las estaciones de la cuenca baja del Río Madre de Dios. Épocas seca (agosto, 2011) y húmeda (enero, 2012)

MEDIDA	EPOCA	Estaciones control				Estaciones de estudio				TOTAL
		C1	C2	C3	C-total	E1	E2	E3	E-total	
RIQUEZA	SECA	58	92	52	126	51	57	15	80	134
	HUMEDA	46	78	54	112	78	63	24	100	131
	AMBAS EPOCAS	71	102	68	143	86	80	30	116	156
ABUNDANCIA	SECA	1104	4298	1068	6470	1271	1949	647	3867	10337
	HUMEDA	1152	2926	1354	5432	1995	2011	303	4309	9741
	AMBAS EPOCAS	2256	7224	2422	11902	3266	3960	950	8176	20078

Época Seca

Se identificaron un total de 134 taxas (Tabla 10), en donde sólo 105 fueron identificados a nivel de género (Anexo 9). La comunidad de macroinvertebrados estuvo representada en ambas épocas por un alto porcentaje de la clase Insecta (94.03%). A nivel de órdenes los más representativos fueron Coleoptera, Odonata, Ephemeroptera, Diptera y Trichoptera de mayor a menor prevalencia, representando el 81,34% del total de taxa encontrado (Figura 8).

El Orden Coleoptera con 34 géneros agrupados en 10 familias, Elmidae fue la de mayor riqueza con 17 géneros. El Orden Odonata con 20 géneros agrupados en 8 familias de las cuales Libellulidae fue la más rica con 7 géneros. El Orden Ephemeroptera con 19 géneros agrupadas en 7 familias. El Orden Diptera con 14 familias (18 taxas identificados hasta nivel de familia y subfamilia en caso de Chironomidae y Ceratopogonidae). Finalmente el Orden Trichoptera con 17 géneros agrupadas en 7 familias siendo la familia Hydroptilidae e Hydropsychidae las más ricas ambas con 4 géneros.

La abundancia total de macroinvertebrados acuáticos en esta época fue de 10337 individuos (Tabla 10). A nivel de órdenes los más representativos fueron Diptera con 5314 individuos, destacando la familia Chironomidae fue la más abundante con 4653 individuos. Le siguió Trichoptera con 1835 individuos siendo las familias Leptoceridae e Hydropsichidae las más abundantes con 1010 y 602 individuos respectivamente. Cabe resaltar la alta predominancia del género *Nectopsyche* con una alta abundancia de 942 individuos, siendo el segundo en dominancia después de Chironómidae y en el Orden Coleoptera con 1512 individuos destacó la familia Elmidae con 1241 individuos. El Orden Ephemeroptera con 817 individuos presentó las familias Leptohyphidae, Leptophlebiidae y Baetidae como las más abundantes con 371, 179 y 155 individuos respectivamente

Época Húmeda

Se identificaron un total de 131 taxa (Tabla 10), en donde solo 99 fueron identificados a nivel de género (Anexo 10). La comunidad de macroinvertebrados estuvo representada por un alto porcentaje de la clase Insecta (93.89%). En esta época los más representativos fueron Coleoptera, Ephemeroptera, Diptera, Trichoptera y Odonata de mayor a menor prevalencia representando el 80.15 % del total de taxa encontradas (Figura 8).

A nivel de órdenes los más representativos fueron Coleoptera con 37 géneros agrupados en 13 familias, la familia Elmidae fue la de mayor riqueza con 17 géneros, el orden Ephemeroptera con 23 géneros agrupados en 7 familias de las cuales las familias Baetidae y Leptophlebiidae fueron las más abundantes con 9 y 6 géneros respectivamente. El Orden Diptera con 13 familias, 16 taxas identificados hasta nivel de familia y subfamilias en caso de Chironomidae (Chironominae, Orthocladiine y Tanypodinae) y Ceratopogonidae (Ceratopogoninae) El Orden Trichoptera con 15

géneros agrupados en 7 familias siendo la familia Hydropsychidae la más rica con 4 géneros. El Orden Odonata con 14 géneros agrupados en 7 familias de las cuales Libellulidae fue la más rica con 5 géneros

La abundancia total de macroinvertebrados acuáticos en esta época fue de 9741 individuos (Tabla 10). A nivel de órdenes los más representativos fueron Diptera con 5035 individuos, con la familia Chironomidae como la más abundante con 4403 individuos. Le siguió Ephemeroptera con 1979 individuos en donde con las familias Leptophlebiidae, Baetidae y Leptohyphidae, como las más abundantes con 734, 688 y 503 individuos respectivamente. El Orden Coleoptera con 1553 individuos siendo la familia Elmidae la más abundante con 1168 individuos. El Orden Trichoptera con 651 individuos siendo las familias Hydropsychidae y Leptoceridae las más abundantes con 267 y 218 individuos respectivamente.

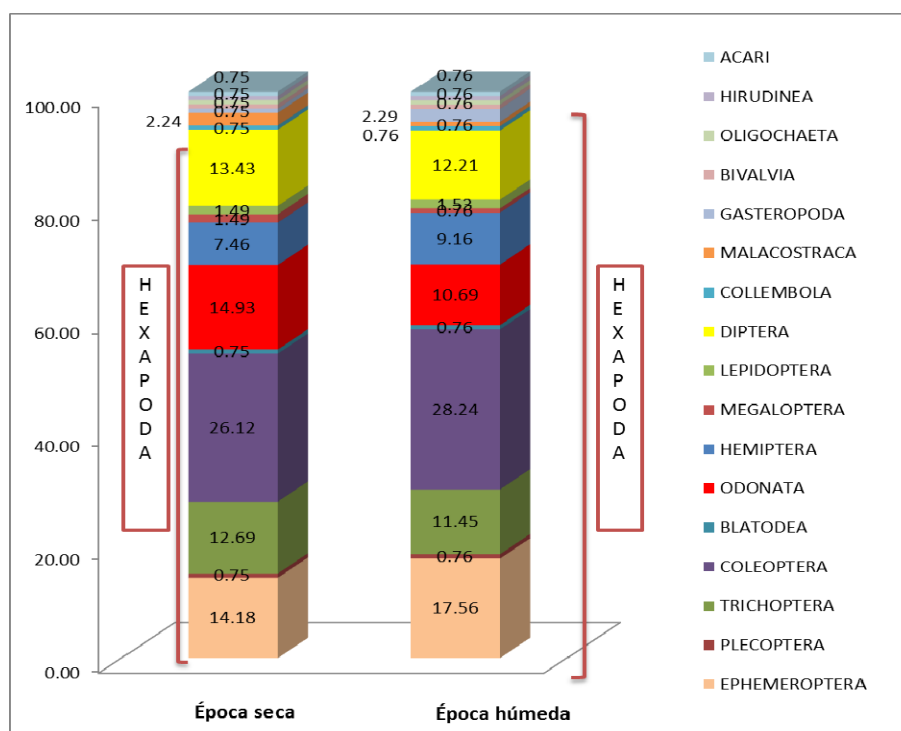


Figura 8. Porcentaje de macroinvertebrados por temporada de muestreo. Época Seca (agosto, 2011), Época húmeda (enero, 2012)

No se observó diferencias marcadas entre las estaciones “controles” y “estudio” con respecto a la riqueza de taxas por órdenes, apreciándose en ambos grupos la predominancia de Coleoptera (Figura 9).

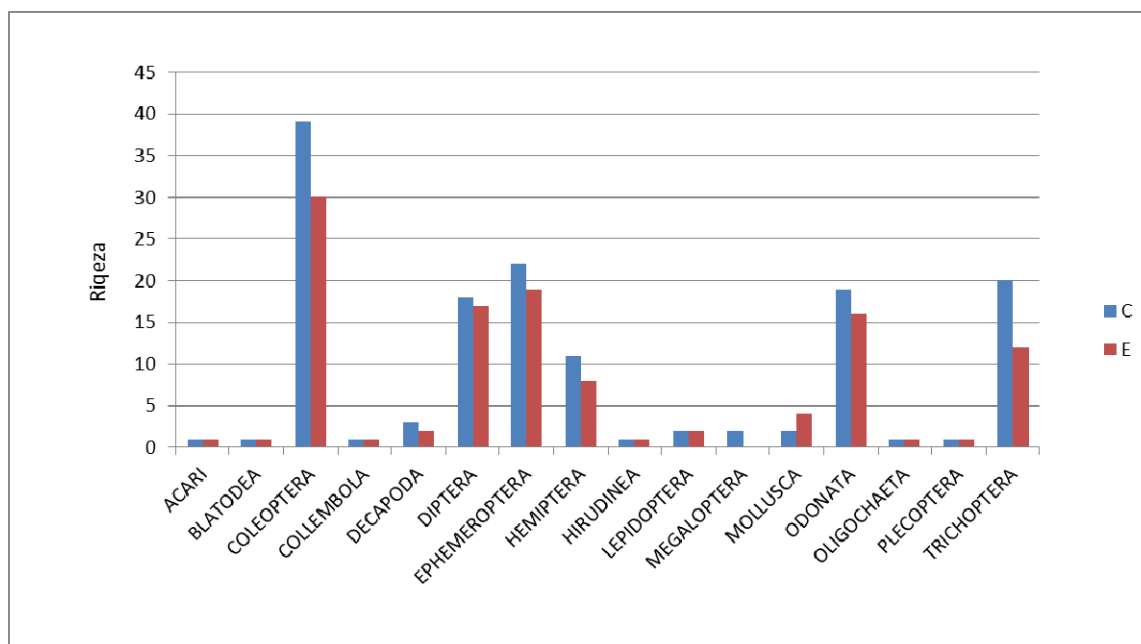


Figura 9. Riqueza de macroinvertebrados encontrados en las estaciones controles (C) y estudio (E)

En la Figura 10, se puede apreciar que Coleoptera predominó en la estación C2, mientras que ciertos grupos sensibles como Trichoptera y Ephemeroptera, disminuyeron marcadamente en la estación E3, siendo en esta estación predominante los dípteros.

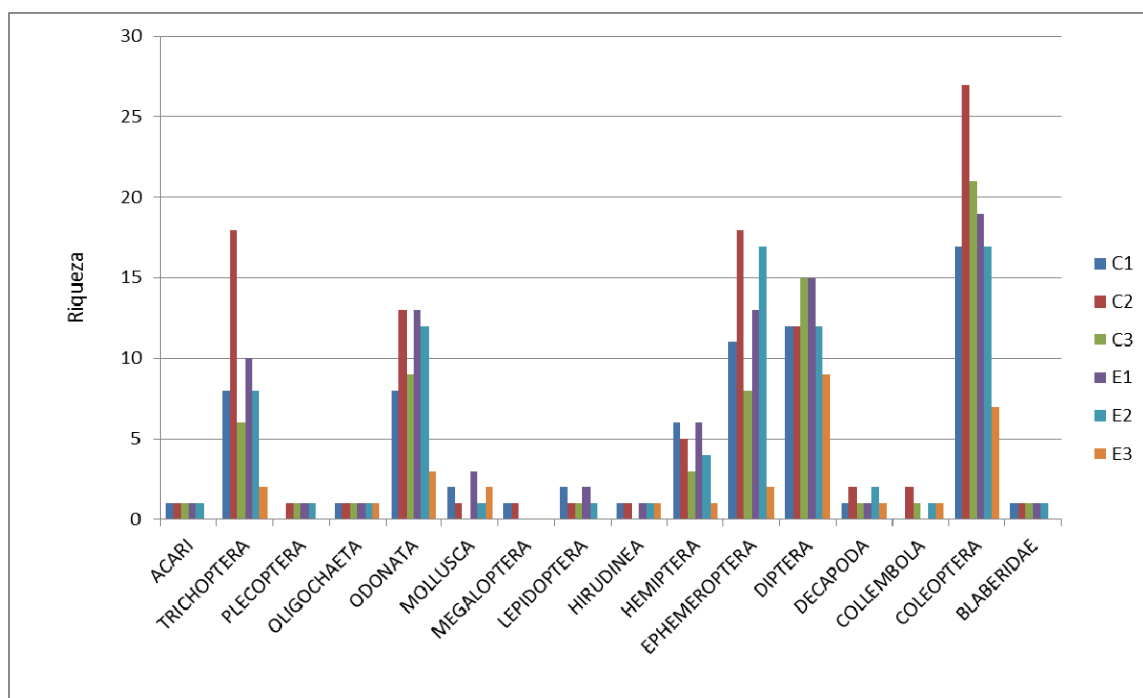


Figura 10. Riqueza de macroinvertebrados por estaciones.

6.4.1 Riqueza específica (S) por estaciones.

La prueba estadística de Wilcoxon-Mann-Whitney encontró que no existen diferencias significativas entre las dos épocas evaluadas ($p=0,837$; $p>0.05$) (Anexo 11). Por otro lado con la prueba estadística de Kruskal-Wallis se demostró diferencias significativas entre las estaciones evaluadas durante la época seca ($p=0,030$; $p<0.05$) (Anexo 12). Lo calculado se complementa con el diagrama de error, el cual permitió describir la variación de la riqueza entre estaciones muestreadas durante dicha época. Así mismo, en dicho diagrama se muestra a las estaciones “controles” con mayores promedios de riqueza frente a las de “estudio”, siendo las estaciones C2 y E3 las que mostraron marcadas diferencias de riqueza promedio (Figura 11).

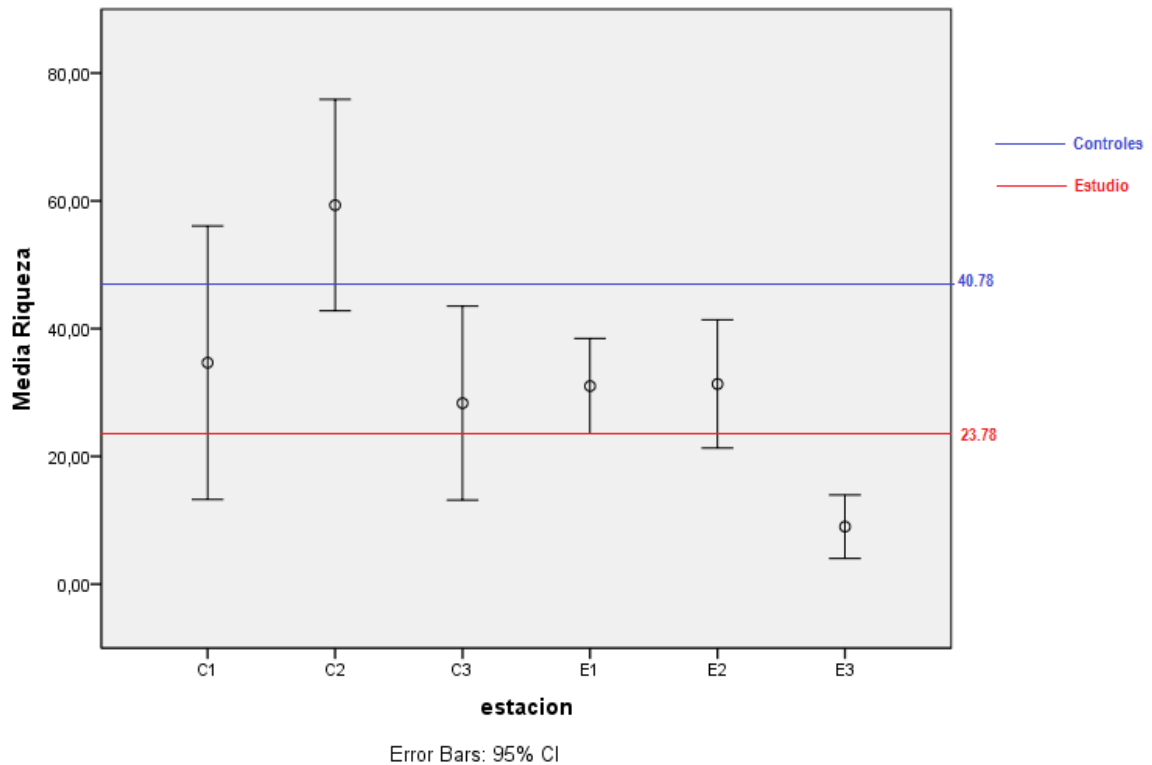


Figura 11. Variación de la riqueza de taxa entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Río Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011). Las barras verticales representan el error de la media, líneas horizontales: Medias de riqueza

De manera similar, en la época húmeda, con la prueba estadística de Kruskal-Wallis se encontró diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($p=0,020$; $p<0.05$) (Anexo 12). El diagrama de error, al igual que la época seca, mostró a las estaciones “controles” con mayores promedios de riqueza frente a las de “estudio”, donde las estaciones C2 y E3 mostraron marcadas diferencias de riqueza promedio (Figura 12).

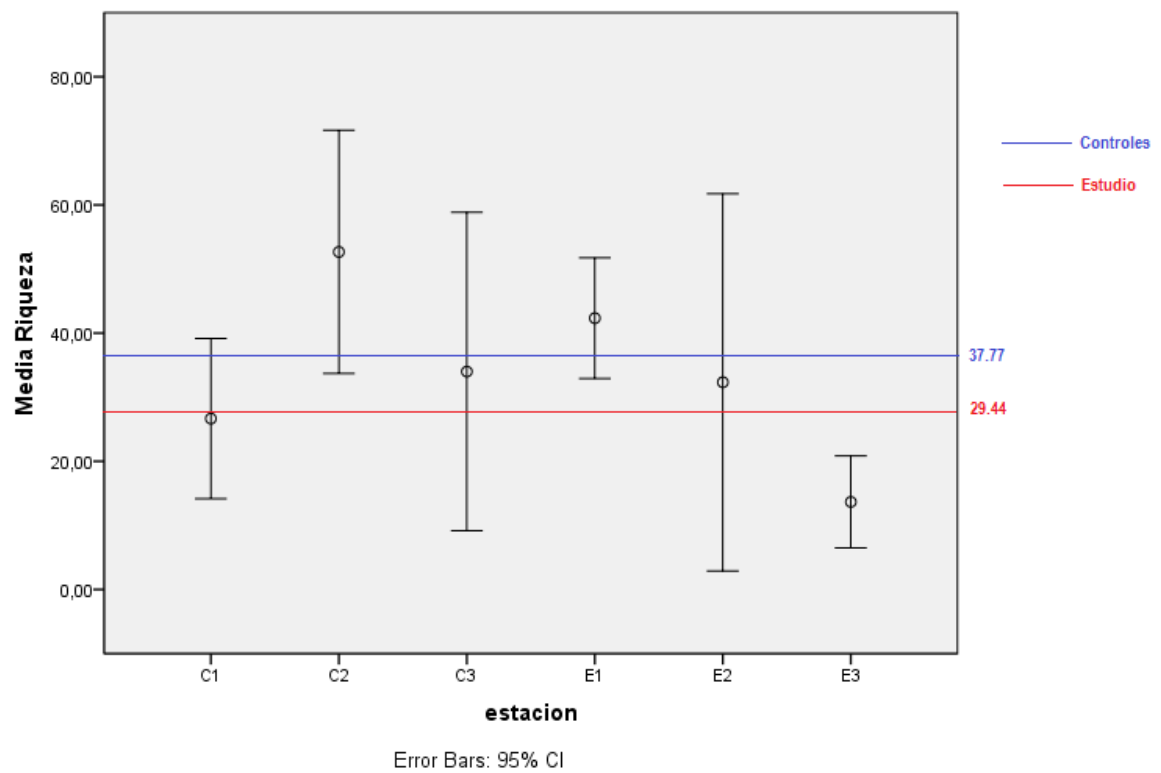


Figura 12. Variación de la riqueza de taxa entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Río Madre de Dios. Época húmeda (enero, 2012). Las barras verticales representan el error de la media, líneas horizontales: Medias de riqueza

6.4.2 Abundancia de individuos (N) por estaciones de muestreo.

La prueba estadística de Wilcoxon-Mann-Whitney demostró que no existen diferencias significativas entre las dos épocas evaluadas ($p=0,950$; $p>0.05$) (Anexo 11). Por otro lado con la prueba estadística de Kruskal-Wallis se encontró diferencias significativas entre las estaciones evaluadas durante la época seca ($p= 0,048$; $p<0.05$) (Anexo 12). Lo calculado se complementa con el diagrama de error, el cual permitió describir la variación de la abundancia entre estaciones muestreadas durante dicha época. Así mismo, en dicho diagrama se muestra a las estaciones “controles” con mayores promedios de abundancia frente a las de “estudio”, siendo la estación C2 la de mayor abundancia promedio (Figura 13).

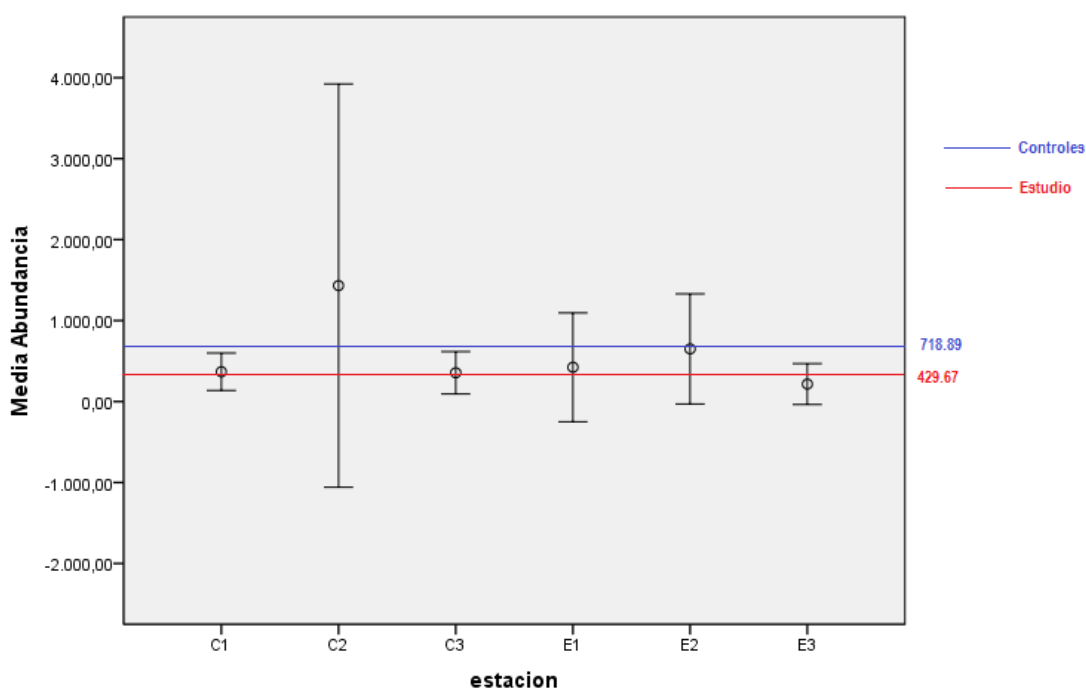


Figura 13. Variación de la abundancia entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Río Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011). Las barras verticales representan el error de la media, líneas horizontales: Medias de abundancia

En la época húmeda, con la prueba estadística de Kruskal-Wallis no se encontró diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($p=0,088$; $p>0.05$) (Anexo 12). Se aprecia que las estaciones “control” obtuvieron mayores valores de abundancia promedio que las de “estudio”, siendo la estación E3 la de valores más bajos de abundancia promedio (Figura 14)

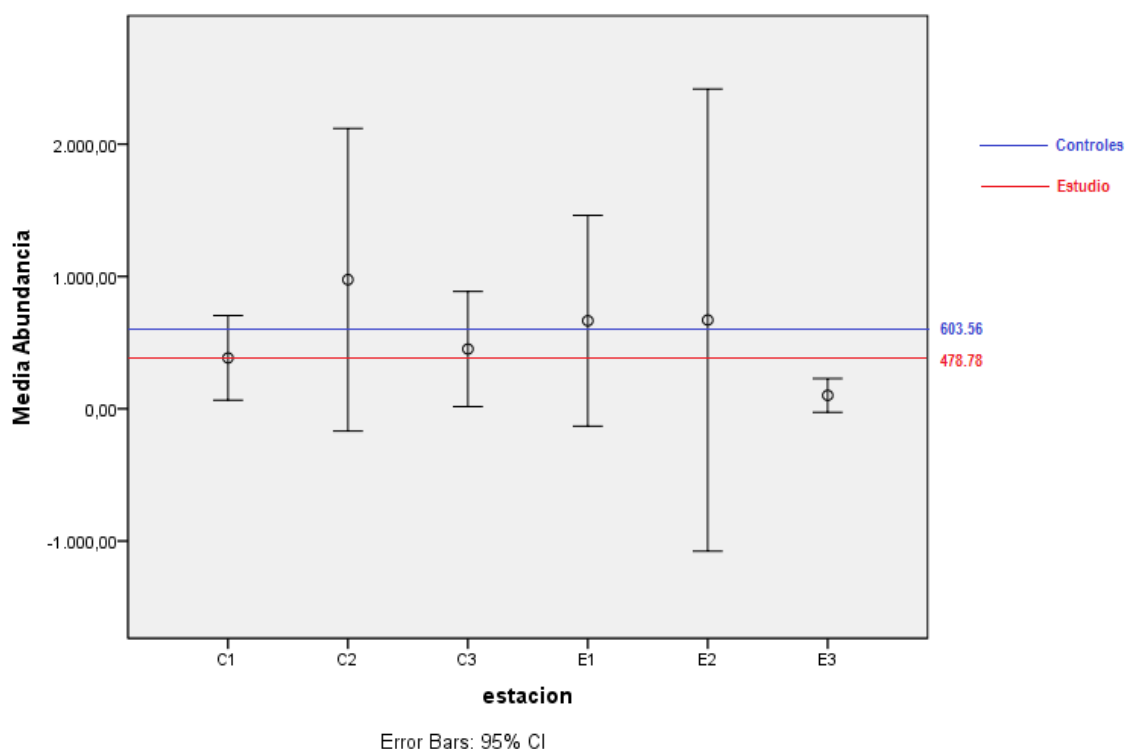


Figura 14. Variación de la abundancia entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Río Madre de Dios. Época húmeda (enero, 2012). Las barras verticales representan el error de la media, líneas horizontales: Medias de abundancia

6.5 Estructura comunitaria

La estructura comunitaria fue analizada a través del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el índice de equidad de Pielou (J') considerando las tres réplicas tomadas en cada estación de muestreo. Seguidamente se aplicó las pruebas no paramétrica para

determinar diferencias significativas temporales (entre épocas de muestreo) y espaciales (entre estaciones de muestreo).

6.5.1 Índice de Diversidad de Shannon- Wiener (H')

La prueba estadística de Wilcoxon-Mann-Whitney demostró que no existen diferencias significativas entre las dos épocas evaluadas ($p=0,527$; $p>0,05$) (Anexo 11). Por otro lado con la prueba estadística de Kruskal-Wallis no se encontró diferencias significativas entre las estaciones evaluadas durante la época seca ($p=0,062$; $p>0,05$) (Anexo 12). El diagrama de error mostró a las estaciones controles con mayores valores de diversidad promedio frente a las de estudio, existiendo marcadas diferencias entre las estaciones C2 y E3 (Figura 15).

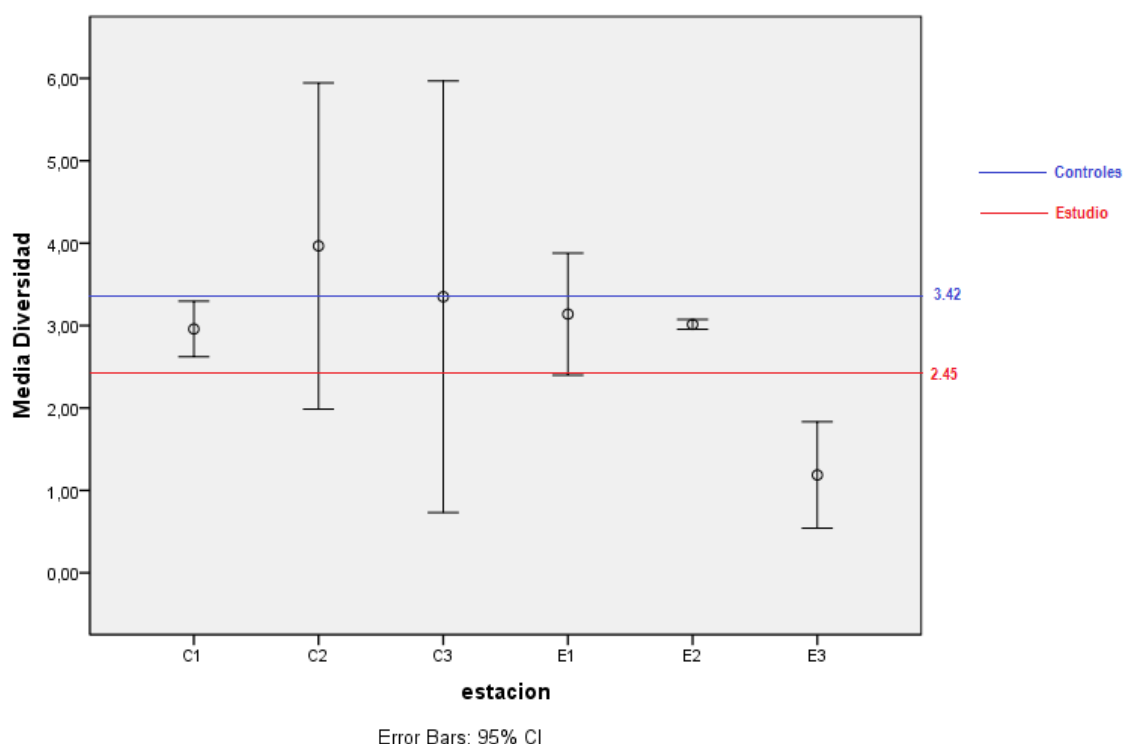


Figura 15. Variación de la diversidad entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Río Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011). Las barras verticales representan el error de la media, líneas horizontales: Medias de diversidad

En la época húmeda, la prueba estadística de Kruskal-Wallis demostró diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($p=0,021$; $p<0.05$) (Anexo 12). El diagrama de error, al igual que en la época seca, mostró la distribución de las diversidades medias entre estaciones en donde las estaciones controles obtuvieron mayores diversidades promedio, apreciándose marcadas diferencias entre las estaciones C2 y E3 (Figura 16)

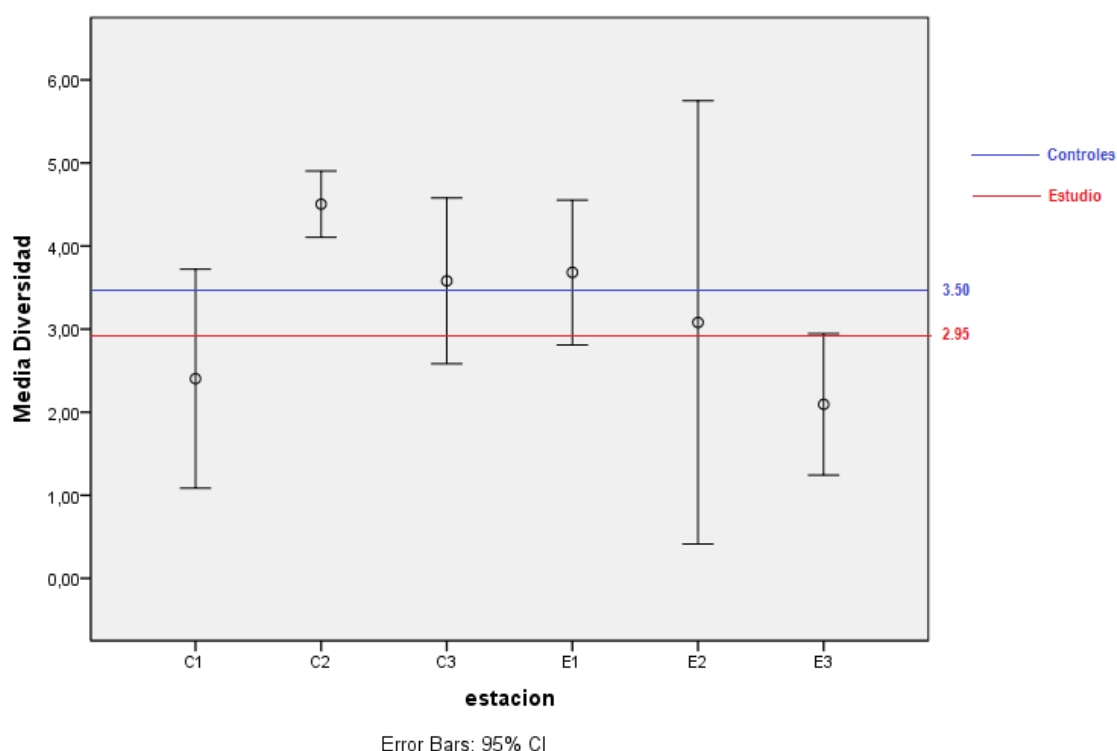


Figura 16. Variación de la diversidad entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Río Madre de Dios. Época húmeda (enero, 2012). Las barras verticales representan el error de la media, líneas horizontales: Medias de diversidad

6.5.2 Índice de equidad de Pielou (J')

Con la prueba estadística de Wilcoxon-Mann-Whitney se demostró que no existen diferencias significativas entre las dos épocas evaluadas ($p=0,268$; $p>0.05$) (Anexo 11). Igualmente con la prueba estadística de Kruskal-Wallis no hubo diferencias significativas entre las estaciones evaluadas durante la época seca ($p=0,147$; $p>0.05$) (Anexo 12). Las mayores equidades la obtuvieron las estaciones controles, sin embargo las diferencias no fueron marcadas. Así mismo, la estación E3 obtuvo las más bajas equidades (Figura 17).

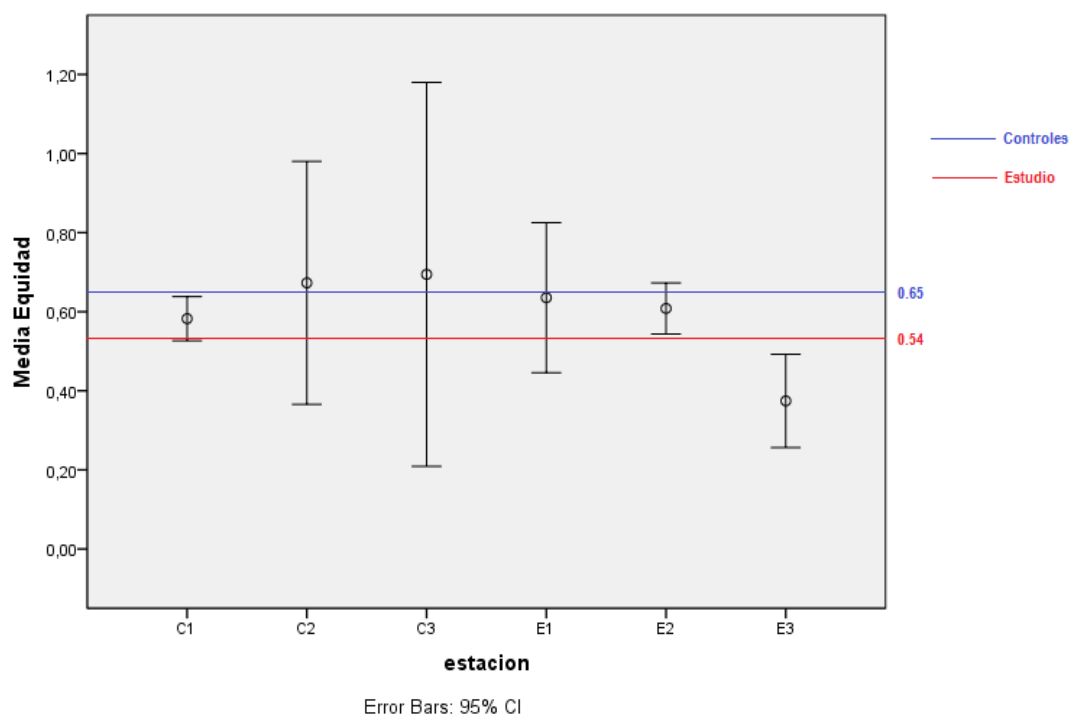


Figura 17. Variación de la equidad entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Río Madre de Dios. Época seca (agosto, 2011). Las barras verticales representan el error de la media, líneas horizontales: Medias de equidad

En la época húmeda, mediante la prueba estadística de Kruskal-Wallis no se encontró diferencias significativas entre estaciones de muestreo ($p= 0,050$; $p>0.05$) (Anexo 12). Las mayores equidades la obtuvieron las estaciones controles, sin embargo al igual que en la época seca, las diferencias no fueron marcadas. Se observa diferencias entre las estaciones C3 y las estaciones C1 y E3 (Figura 18).

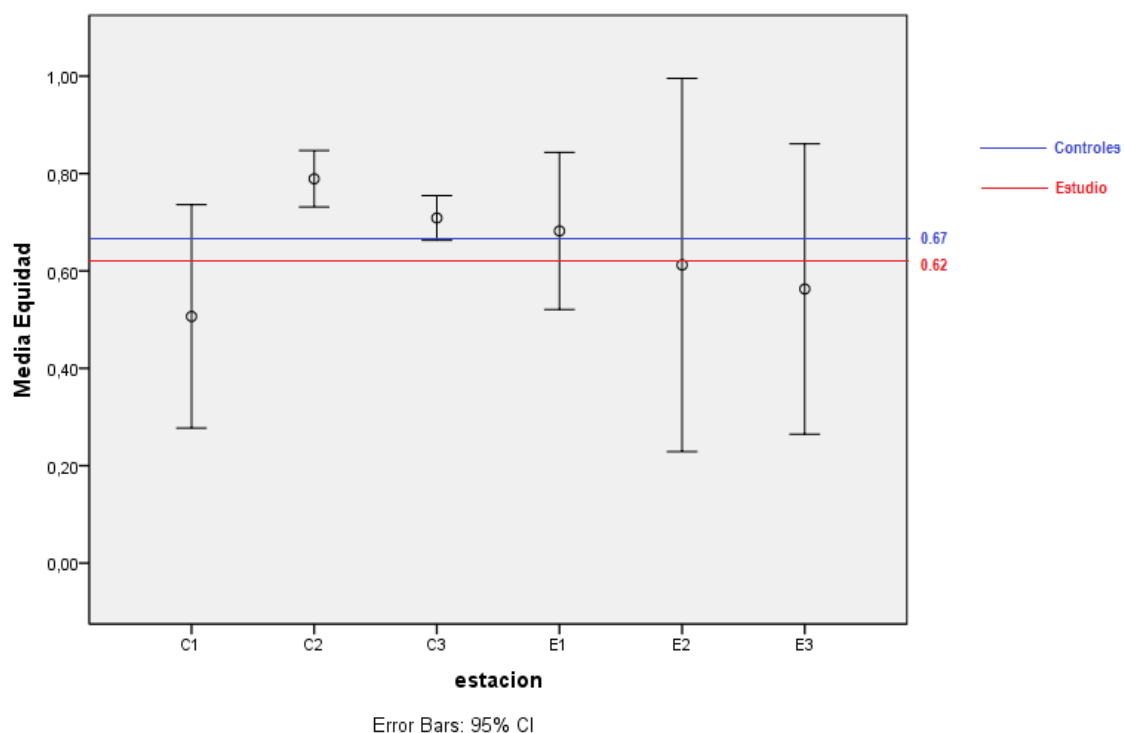


Figura 18. Variación de la equidad entre las estaciones de muestreo. Cuenca baja del Rio Madre de Dios. Época húmeda (enero, 2012). Las barras verticales representan el error de la media, líneas horizontales: Medias de equidad

6.6 Análisis Multivariado

Se realizó el análisis multivariado usando la información de las datas de estructura comunitaria. A nivel temporal el análisis de similitud ANOSIM, no mostró diferencias significativas entre las dos épocas hidrológicas evaluadas ($R=0.057$ y $p=0.061$). A nivel espacial, el análisis de similitud ANOSIM mostró diferencias significativas entre las estaciones de muestreo en la época seca ($R= 0.837$ y $p= 0.001$) y en la época húmeda ($R= 0.691$ y $p=0.001$). Este análisis fue complementado con el análisis SIMPER, el cual mostró disimilitudes desde 45.37% (C1-E1) hasta 90.15% (C2-E3) en la época seca (Anexo 13)

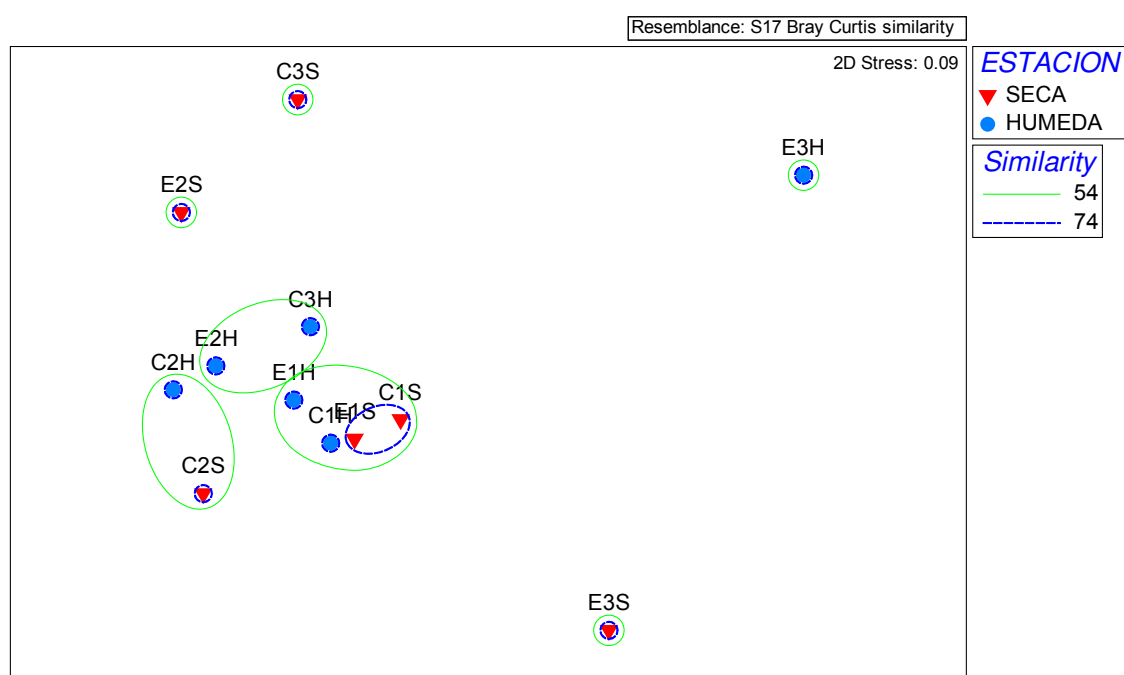


Figura 19. Análisis no Paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS) por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca (S) y Húmeda (H))

El análisis de agrupamiento nMDS mostró cierta similitud a nivel espacio-temporal entre las comunidades de la estación control C1 del sector medio Madre de Dios y la estación estudio E1 de la parte más baja de la Sub-cuenca Inambari, al formarse un solo grupo (C1S-C1H-E1S-E1H) con un 54% de similitud, donde las estaciones C1 y E1 obtuvieron las más altas similitudes para la época seca (74%). Así mismo, la estación control C2 solo formó un grupo en la estación misma (C2S-C2H) con un 54 % de similitud, demostrando así su independencia y diferencias comunitarias con las otras estaciones. E3 fue la única estación ubicada en el Sector Medio de Madre de Dios que no se asoció con otra estación ni con ella misma, lo cual pudo deberse principalmente al cambio significativo de las características físicas de su cauce (profundidad-ancho) y velocidad de agua (Tablas 5 y 6) permitiendo que aparezcan ciertas taxas en la época húmeda que no aparecieron en la época seca (Anexos 9 y 10). Las demás estaciones ubicadas en su mayoría en la sub-cuenca de Inambari (zona más alta) no formaron grupos significativos a nivel temporal. Para esta sub-cuenca y solo para la época húmeda, pudo observarse solo un grupo entre las estaciones C3 y E3 (Figura 19).

6.7 Métricas de Bioindicación

Se muestra los resultados de diferentes índices biológicos con el objetivo de caracterizar ambientalmente el área estudiada. Para cumplir con estos objetivos se obtuvo resultados tanto de métricas bioindicadoras relacionadas a la composición y/o estructura comunitaria como de índices bióticos.

6.7.1 Métricas bioindicadoras usando la composición y estructura comunitaria.

6.7.1.1 Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H')

En la época seca se observó que la estación E3 obtuvo el valor más bajo de diversidad (1.19 bits/individuos) con respecto al resto de estaciones. La estación control C1, ubicada en la Reserva de Tambopata, obtuvo el segundo valor más bajo de diversidad de Shannon-Wiener; sin embargo, su valor se mantuvo cercano a 3 bits/individuos. Las demás quebradas obtuvieron valores por encima de este último valor, siendo la estación control C2 (INKATERRA) la de mayor diversidad seguida por la estación control C3 (Figura 20)

En la época húmeda se apreció un patrón similar a la época anterior, en donde la estación E3 obtuvo el valor más bajo de diversidad (2.09 bits/individuos), sin embargo su valor fue mayor respecto a la época seca. La segunda estación con valor más bajo de diversidad fue una vez más la estación control C1 (2.40 bits/individuos). En las demás estaciones se obtuvieron valores por encima de 3 bits/individuos siendo la estación control C2 la de mayor diversidad diferenciándose claramente del resto (4.50 bits/individuos) (Figura 20).

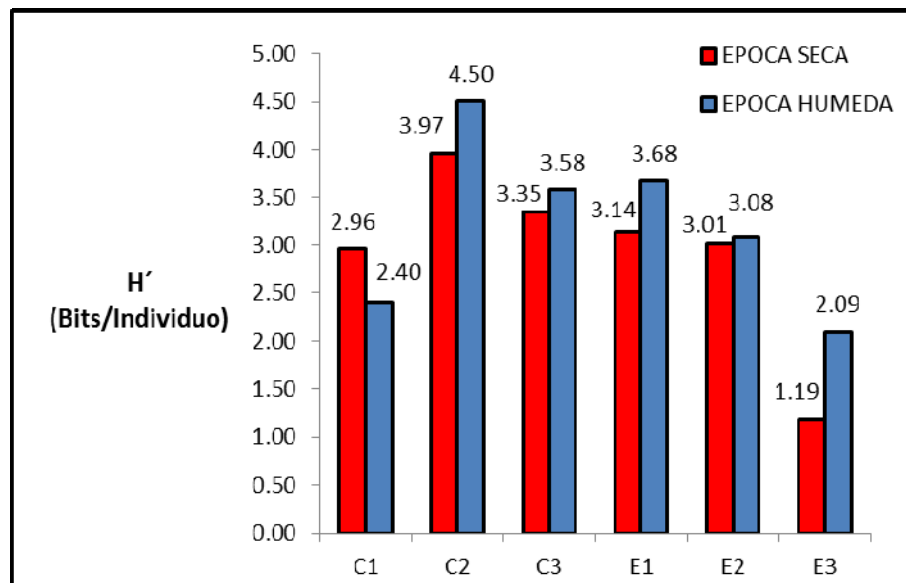


Figura 20. Diversidad de Shannon-Wiener (H') por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca y húmeda)

6.7.1.2 Composición EPT

-Riqueza EPT.- La mayor representatividad en riqueza EPT la obtuvo la estación control C2 con 30 géneros en la época seca y 32 en la húmeda. Para la primera época, la estación de estudio E2 obtuvo el segundo valor más alto (19), sin embargo, esto cambió en la segunda época, donde los segundos valores más altos después de C2, se presentan en las estaciones E1 y E2 (22 y 20 respectivamente) (Figura 21).

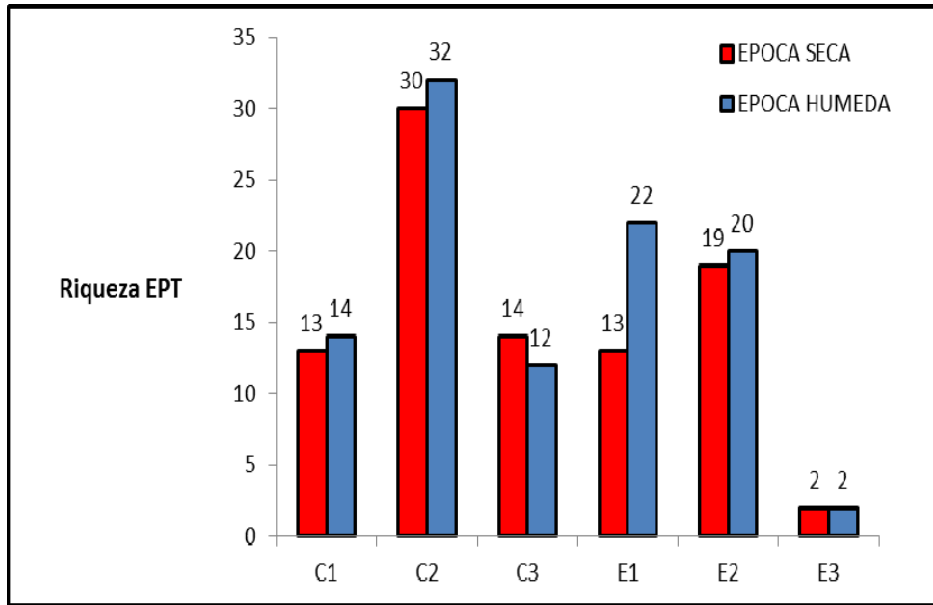


Figura 21. Riqueza EPT por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca y Húmeda)

-Porcentaje EPT.- En ambas épocas evaluadas, en las estaciones C2 y E2 se obtuvieron los mayores porcentajes de EPT. En las demás obtuvieron valores de porcentaje EPT cercanos a 20, excepto en la estación E3, en la cual se obtuvo los valores más bajos diferenciándose notablemente del resto de estaciones (Figura 22).

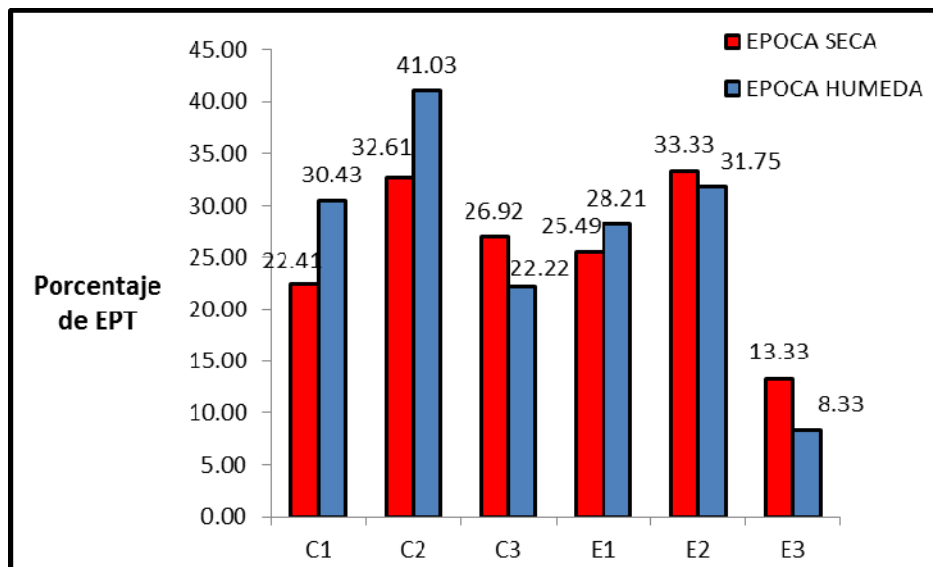


Figura 22. Porcentaje EPT por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca y Húmeda)

-Diversidad EPT (H').- En la época seca las mayores diversidades de EPT se presentaron en las estaciones C2 y C1. En la época húmeda C2 se mantuvo con la mayor diversidad EPT seguida por la estación E2. Para ambas épocas evaluadas, la estación E3 se caracterizó por tener muy bajos valores de diversidad EPT (Figura 23).

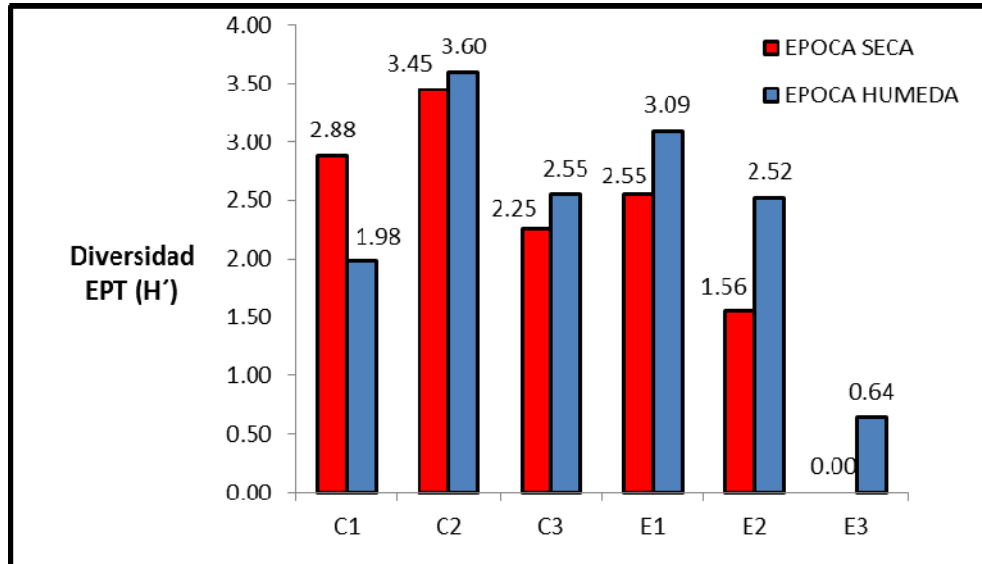


Figura 23. Diversidad de Shannon-Wiener usando EPT por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca y Húmeda)

6.7.1.3 Riqueza EPTC

La mayor representatividad en riqueza EPTC la obtuvo la estación control C2 con 54 géneros en ambas épocas. En las demás estaciones a excepción de E3 se obtuvieron valores cercanos e intermedios. Solo en la época húmeda los EPTC aumentaron en la estación E1 (Figura 24).

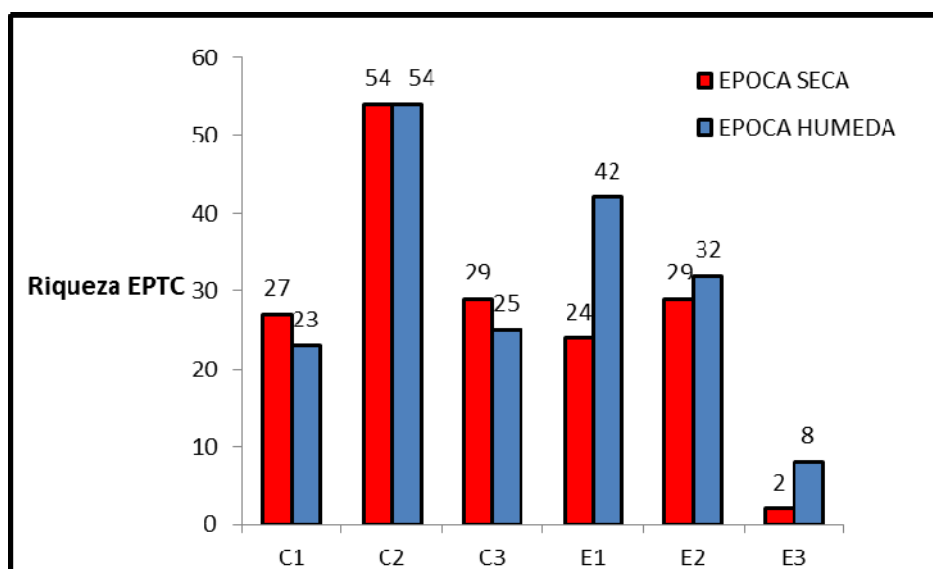


Figura 24. Riqueza EPTC por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca y Húmeda)

6.7.1.4 Riqueza EIPT

La mayor representatividad en riqueza EIPT se presenta en la estación control C2 con 35 géneros en la época seca y 30 en la húmeda. En las demás estaciones se obtuvieron valores cercanos e intermedios a excepción de E3 la cual presentó los valores más bajos a nulos (Figura 25).

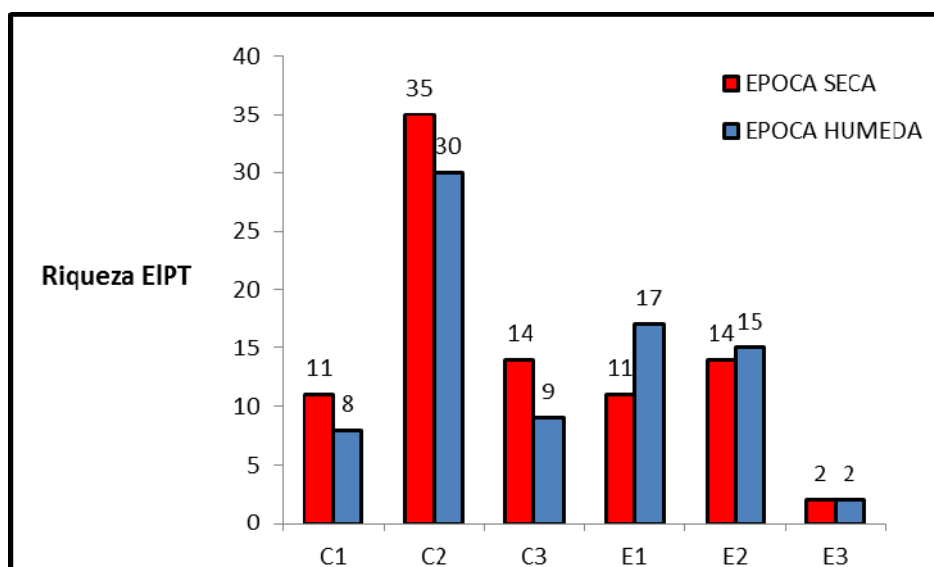


Figura 25. Riqueza EIPT por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca y Húmeda)

6.7.2 Índices Bióticos

6.7.2.1 *Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col.)* y su derivado *ASPT (Average Score por taxon)*

Los valores obtenidos en el índice BMWP/Col en ambas épocas fueron altos debido a la gran cantidad de géneros encontrados en la mayoría de las estaciones. Estos valores clasificarían a todas las quebradas como aguas de calidad muy buena excepto a la estación E3, la cual fue tipificado como de calidad dudosa en la época seca y calidad buena en la época húmeda. Cabe resaltar que al igual que en las métricas anteriores se apreció una cierta recuperación de la calidad de agua de la estación E3 en la época húmeda, sin embargo aún se diferenció notablemente del resto de estaciones (Tabla 11).

Tabla 11. Valores de BWMP/Col., calidad de agua por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca y Húmeda)

	ESTACION	C1	C2	C3	E1	E2	E3
BWMP	EPOCA SECA	228	294	205	197	238	53
	CALIDAD	Muy buena	Muy buena	Muy buena	Muy buena	Muy buena	Dudosa
	EPOCA HUMEDA	203	270	226	280	236	101
	CALIDAD	Muy buena	Muy buena	Muy buena	Muy buena	Muy buena	Buena

El índice ASPT mostró solo a la estación C2 con calidad de agua aceptable para ambas épocas, mientras que a las demás la calificó con calidad de agua dudosa para ambas épocas hidrológicas, salvo la estación E3 la cual obtuvo una calidad crítica en la época seca (Tabla 12).

Tabla 12. Valores de ASPT., calidad de agua por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca y Húmeda)

	ESTACION	C1	C2	C3	E1	E2	E3
ASPT	EPOCA SECA	6.16	6.53	6.21	6.16	6.26	4.42
	CALIDAD	Dudosa	Aceptable	Dudosa	Dudosa	Dudosa	Crítica
	EPOCA HUMEDA	6.34	6.59	5.79	5.96	6.05	5.05
	CALIDAD	Dudosa	Aceptable	Dudosa	Dudosa	Dudosa	Dudosa

6.7.2.2 Índice Biótico de Familia (IBF) de Hilsenhoff

IBF mostró estaciones que variaron en calidad desde muy pobres hasta muy buenas para la época seca, las estaciones mejor conservadas de acuerdo a este índice, fueron C3 y C2, mientras que la menos conservada fue una vez más la estación E3.

En la época húmeda, dicho índice mostró estaciones con calidades de agua que oscilaron entre regulares y pobres, solo la estación control C1 mostró calidad de agua pobre. Cabe resaltar la recuperación de la estación E3 en la época húmeda, frente a la época seca (Tabla 13).

Tabla 13. Valores de IBF., calidad de agua por estaciones de muestreo para las épocas evaluadas (Época seca y Húmeda)

	ESTACION	C1	C2	C3	E1	E2	E3
IBF	EPOCA SECA	7.20	5.87	4.22	6.94	4.54	7.80
	CALIDAD	Pobre	Regular-Pobre	Muy buena	Pobre	Buena	Muy pobre
	EPOCA HUMEDA	7.25	5.06	5.52	6.29	6.26	5.00
	CALIDAD	Pobre	Buena-Regular	Regular	Regular-Pobre	Regular-Pobre	Buena-Regular

6.8 Relación entre variables bióticas y abióticas

El Oxígeno disuelto (OD) fue el parámetro que se correlacionó positivamente con la mayoría de los parámetros bióticos (riqueza, abundancia y las métricas indicadoras EPTC, ELPT, Diversidad EPT, %EPT y riqueza EPT). Le siguió los sólidos totales disueltos (STD) el cual se correlacionó negativamente con todos los parámetros bióticos excepto con la equidad. La conductividad y la salinidad se correlacionaron negativamente la riqueza, abundancia y las métricas indicadoras EPTC, EIPT, Diversidad EPT y riqueza EPT. Se pudo observar que el parámetro relacionado a la minería (Mercurio) no se correlacionó con algún parámetro biológico (Figura 26).

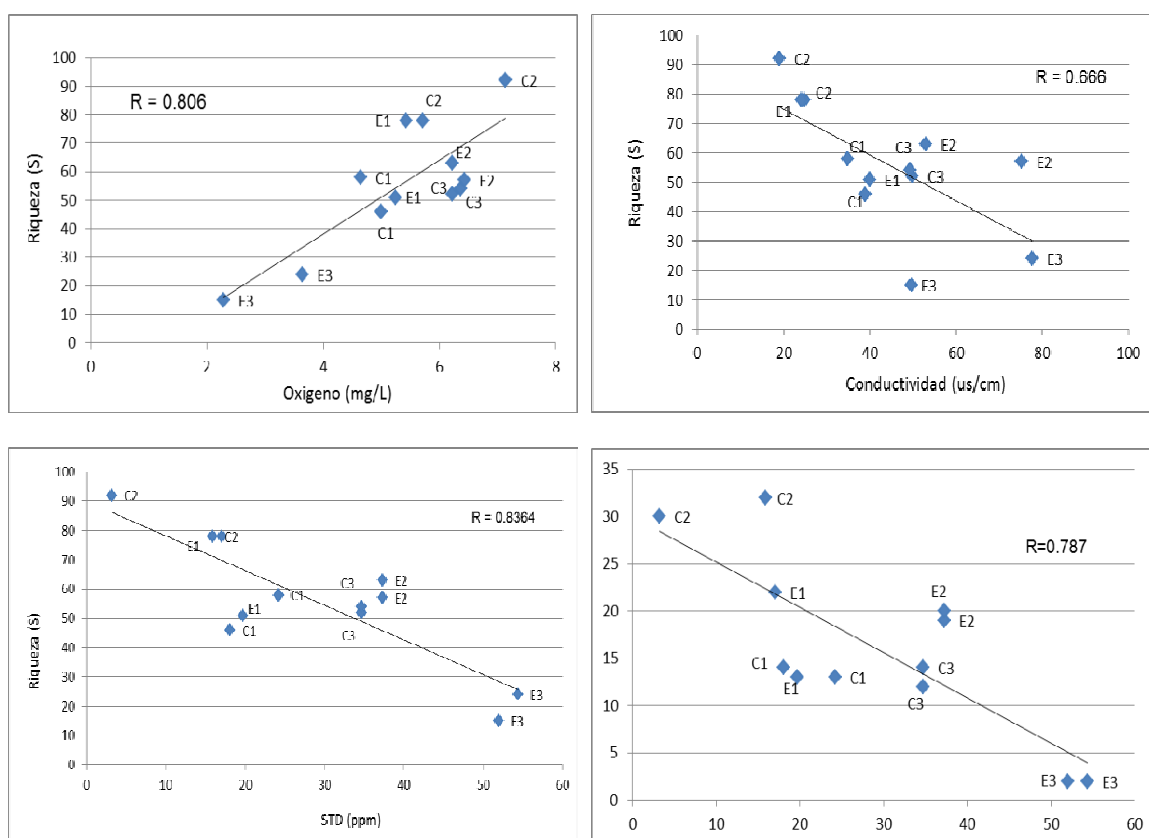


Figura 26. Algunas correlaciones entre parámetros bióticos y abióticos.

7. DISCUSION

El presente estudio tuvo como enfoque principal caracterizar la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en quebradas prístinas e impactadas por minería aurífera muestreando un sustrato que sea representativo de quebradas en zona de Selva Baja. Para cumplir con lo establecido se abordaron 3 aspectos importantes considerados tanto en zonas prístinas como zonas bajo influencia de minería aurífera: (1) Caracterización ambiental de los ecosistemas muestreados (físicos y químicos), (2) Caracterización ecológica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a bancos vegetados, (3) Uso de métricas bioindicadoras para estimar la condición ambiental de ecosistemas lóticos.

Caracterización ambiental

Los resultados mostraron patrones hidrológicos temporales casi invariables entre las quebradas evaluadas. Ello podría deberse a que no se apreciaron amplias diferencias de precipitación promedio por día entre la época seca del 2011 (Primer muestreo) y la época húmeda del 2012 (Segundo muestreo) (Figura 2). Sólo las estaciones “C3” y “E3” mostraron variaciones temporales a nivel de parámetros físicos como profundidad y ancho. Así, el aumento horizontal de las masas de agua (con respecto al ancho del cauce) de la estación C3 durante la época húmeda, podría ser explicada por la morfología de su cauce, pues durante la época seca (agosto 2011) las masas de agua no ocuparon el cauce total de la quebrada, lo que le permitió más áreas inundables para la época lluviosa (Enero 2012). Cabe destacar, que en la Sub-cuenca de Inambari, el terreno presenta mayores pendientes (MINAG, 2010). La estación C3, al ubicarse en el extremo noroccidental de la sub-cuenca Inambari (Figura 1) estaría afectada por la pendiente, lo que a la vez permitiría características hidrológicas peculiares como mayor velocidad, caudal, oxigenación, entre otros. Todo ello aunado a su poca profundidad y a que no

ocupó la totalidad de su cauce durante la época seca, aumentaron su potencialidad para inundar áreas libres durante la época húmeda. Por otro lado, las variaciones en los volúmenes de la estación E3, podría ser explicada principalmente por la morfología de su cauce con respecto a su ancho y profundidad (Tablas 5 y 6) así como la alteración de sus riberas, lo que le permitió tener mayor capacidad de llenado a causa de las altas precipitaciones observadas solo en el día 9 de Diciembre del 2011 (123 mm), un mes anterior al muestreo de la época húmeda (Figura 3). Tal como se señala en el informe minero del IIAP y el MINAM en el 2011, en su sección “alteración de los ecosistemas”, el remover enormes cantidades de sedimentos altera gravemente el lecho y las riberas (incluyendo la vegetación ribereña), provocando inestabilidad de los bancos de ribera (erosión) y mayores inundaciones. Todo ello podría ser la explicación del por qué la alta inundación (mayores volúmenes de agua) y la alta carga de sedimentos en la estación E3, pues fue la única quebrada con evidencia observable de influencia minera (Anexo 8); actividad que en su complejidad involucra muchos factores de presión como la contaminación con mercurio, remoción de sedimentos, deforestación y alteración del lecho y contaminación orgánica producto de la presencia de caseríos aguas arriba de las quebradas.

Por otro lado, la integridad ambiental medida con el índice RCE permitió apreciar diferencias a nivel temporal en la estación E3 que mostró mayor integridad en la época lluviosa, pues al aumentar su ancho e inundar áreas vegetadas durante esta época permitió la existencia de bancos vegetados más estables que en la época seca. A nivel espacial, las estaciones C2 y C1 fueron las que obtuvieron los valores RCE más altos (condiciones muy buenas) (Tabla 7) pues fueron las únicas que se ubicaron en áreas boscosas integras sin impacto físico. Cabe mencionar que la aplicación de este índice tiene que ver con el ciclo de los nutrientes entre el ambiente acuático y terrestre pues

involucra el rol de amortiguamiento que cumple la vegetación ribereña frente a diversas acciones naturales y antrópicas (Waggoner, 2006). Por ello su aplicación en este estudio, por la estrecha relación con los bancos vegetados o de ribera.

Con respecto a los parámetros fisicoquímicos básicos evaluados, se apreció pocas diferencias entre ambas épocas. Esto pudo deberse a que las quebradas se mantuvieron físicamente constante para ambas épocas a excepción de la estación E3 la cual evidenció cambios notorios en la época húmeda.

Los valores de OD estuvieron por encima del valor establecido en los ECA (5mg/L) a excepción de la estación E3 (Figura 4) que mostró valores muy por debajo del rango establecido de los ECA para la Categoría 4 de “conservación del ambiente acuático” (MINAM, 2008), valor que a la vez indicaría alteración de sus aguas por causas antropogénicas, entre ellas por actividades extractivas de oro lo que fue evidenciado durante los muestreos. La causa de los bajos valores de oxígeno en la estación E3 (2,29 mg/L, época seca y 3,63 mg/L, época húmeda) inferior a 5 mg/L pudo deberse a la alta carga de sólidos en suspensión en agua, evidenciado indirectamente por la alta turbidez y la baja o nula transparencia (tabla 5, 6, 8 y 9). Tal como señala Angino y Billings (1967), los sólidos presentes en agua influyen en ciertos parámetros como pH, turbidez, color de agua e indirectamente sobre el oxígeno a causa de limitaciones en la penetración de la luz. Este resultado concuerda con evaluaciones en Madre de Dios, donde se plantea que la remoción del fondo en zonas donde existe dragado, causa mayor presencia de sólidos (excesiva turbidez) lo que implica menor disponibilidad de oxígeno en el agua (IIAP, MINAM, 2011). Así mismo, Mol y Ouboter (2004) señalan que los sólidos en aumento causan excesiva turbidez en el agua considerándose uno de los más severos impactos sobre ecosistemas acuáticos. Aunque, la causa del aumento de los valores de este parámetro en la estación E3 no solo pudo deberse a la remoción del fondo, sino a otros

factores como la deforestación apreciada en la zona la cual influyó en los bajos valores de RCE de dicha quebrada (Tabla 7). El aumento de sedimentos en los ríos tiene cómo una de sus causas la deforestación, ya que una adecuada cobertura vegetal en las riberas permite la estabilidad de estas impidiendo su erosión por efecto del aumento del caudal y por consiguiente manteniendo la calidad de agua de los ríos (MINAG, 2010).

En cuanto a la conductividad, al considerar ambas épocas pudo apreciarse a las estaciones de estudio E2 y E3 como las de mayores valores comparados al resto (Tabla 8 y 9), siendo la estación E3 justificada por su alta carga de STD así como nitratos en sedimento (138,6 ppm). Los altos valores de nitratos en algunas quebradas como E3, estarían indicando influencia urbana además de la minera (mercurio) demostrando que estos dos impactos irían en la mayoría de los casos ligados, ya que donde hay minería siempre existirá caseríos y/o centros poblados donde las condiciones de salubridad son pobres, causando impacto sobre las quebradas aledañas al ser usadas mayormente como desagües y/o botaderos. En la estación E2 no se podría tener certeza del factor que afecta a la conductividad, pues en esta zona no se evidenció impactos directos de la actividad minera pese a encontrarse mercurio en el sedimento. Adicionalmente, pudo apreciarse correlaciones negativas de la riqueza con la conductividad, demostrando así la influencia de este parámetro sobre la biota acuática (Anexo 14).

Con respecto a la concentración de mercurio en la estación E3 (0,5 ppm, época seca; 0,24 ppm, época húmeda), sus valores por encima del LMP establecido por la Agencia de Protección Ambiental (0.20 ppm) (Figura 7), podría deberse al impacto directo de la minería (observada en sus riberas y cercanías); características que no fueron visualizadas en la estación E2, pese a que sus niveles de mercurio (0,56 ppm, época seca; 0,34 ppm, época húmeda) fueron similares a la estación E3. Además de estas quebradas de estudio, llamó la atención la presencia de mercurio en la estación control C2 (0,22 ppm,

época de lluvia), apenas por encima del LMP; mientras que en la estación E1 tuvo un valor de 0,11 ppm por debajo del LMP. Frente a ello, Ouboter, *et. al* (2012) plantea diversos orígenes que justificarían la presencia de mercurio en un ecosistema acuático, entre ellos tenemos una acumulación natural de origen geológico, la adición de mercurio producto de la minería aurífera, su entrada en la cadena alimentaria (bioacumulación y biomagnificación) , por entrada atmosférica (precipitaciones) y por perturbación aguas arriba (transporte del agua). Así mismo en Brasil, se reportó altos niveles de mercurio tanto en zonas mineras (Pfeiffer *et al.* 1989; Lacerda *et al.* 1994; Malm *et al.* 1997) como en áreas sin influencia minera (Lacerda *et al.* 1991; Silva-Forsberg *et al.* 1999). No se podría decir con seguridad que factor sería la causa principal de la presencia de mercurio en la estación C2, está ubicada en una zona reservada, el mercurio de origen directo por la minería quedaría descartado, quedando como opciones otros factores como el transporte por las aguas (conectividad de los cuerpos de agua), vientos o precipitaciones. A diferencia de C2, los valores altos de mercurio en sedimento en la estación E2 (Figura 7 y Tablas 8 y 9), evidenciarían un mercurio más de origen directo por la minería que producto de factores indirectos (vientos o precipitaciones) pues se ubicó en una zona caracterizada por su actividad minera (Santa Rosa). Si bien no se observó daños físicos por la minería sobre esta estación tal como si sucedió en E3, el mercurio encontrado en el punto E2 podría deberse al traslado de este metal en sus diferentes formas desde aguas arriba , donde se estaría realizando dicha actividad.

Caracterización ecológica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a bancos vegetados

En este estudio se reportó un total de 156 taxas, teniéndose como referencia solo lo reportado en el proyecto “Medición de salud de la Cuenca del Río Madre de Dios” organizado por la Fundación *Stroud Water Research Center* (Apéndice 6: Diversidad y Ecología de Macroinvertebrados) en donde se encontraron un total de 204 taxas, siendo en su mayoría identificados hasta género, incluyendo los dípteros, que a diferencia del presente trabajo este último grupo solo fue identificado hasta nivel de familia. Las diferencias con lo reportado por Fundación *Stroud Water Research Center* en el 2006, se deben a que abarcaron más cuerpos de agua, además de ser muestreos cualitativos abarcando más microhábitats. Sin embargo, pese a esas diferencias cabe mencionar el rol positivo de los bancos de ribera sobre la riqueza y abundancia de macroinvertebrados aquí reportados, ya que como mencionan Allan (1975) & Moore (1987) dos tercios de las especies de un río están presentes en los bancos. Algunos autores observaron grandes poblaciones de invertebrados o una mayor riqueza de taxones asociados con los macrófitos, debido a la alta heterogeneidad física y biológica de estos sustratos (Wright *et al.*, 1983; Gregg & Rose, 1985; Harper, 1986). Así mismo, Coggerino, *et. al.* (1995) demostraron que la vegetación acuática de ribera (Hidrofitos y algas) posee una mayor riqueza de macroinvertebrados con respecto a otros sustratos como piedras, arena y arcilla. Todo ello explicaría la alta riqueza y/o abundancia de macroinvertebrados encontrados en este estudio

A escala temporal, no existieron diferencias significativas a nivel de los parámetros evaluados (riqueza, abundancia, estructura comunitaria) entre la época húmeda y seca (Wilcoxon-Mann-Whitney; $p \geq 0.05$) (Anexo 11). Así mismo, de acuerdo al análisis de similitud ANOSIM, la variable temporalidad no tuvo mucho efecto, pues no mostró

diferencias comunitarias significativas entre las dos épocas hidrológicas evaluadas ($R=0.057$ y $p=0.061$) correspondiéndose a lo hallado en la parte fisicoquímica-ambiental. Esto pudo deberse a que no hubo mucho contraste entre las precipitaciones de la época seca (Agosto del 2011) y húmeda (Enero 2012) tal como puede apreciarse en la Figura 2, lo cual a su vez influyó para que no existan diferencias temporales tanto física como biológica entre las quebradas evaluadas. Pese a ello, dos estaciones fueron notoriamente afectadas por dicho factor (C3 y E3); sin embargo, no se afectó notoriamente la riqueza entre ambas épocas ya que no se apreció un aumento de la velocidad del agua, pero si variación en profundidad (E3) y ancho de la quebradas (C3 y E3) favoreciendo el abarcamiento de más áreas vegetadas e involucrando en algunos de los casos el aumento de la riqueza, tal como sucedió en la quebrada E3 (Tabla 10).

Una vez analizado el efecto de temporalidad, se procedió a evaluar efectos espaciales tanto por causas naturales como antrópicas y así probar la efectividad de los macroinvertebrados en estos sustratos para detectar cambios a causa de la actividad minera y sus impactos ligados a ella. Así, los resultados a nivel espacial mostraron diferencias significativas a nivel de riqueza y abundancia (Kruskal-Wallis; $p\leq 0,05$); mientras que a nivel de diversidad de Shannon-Wiener no se apreciaron diferencias significativas entre estaciones en la época seca (Krsukal-Wallis; $p>0,05$), mas sí en la época húmeda (Krsukal-Wallis; $p<0,05$) (Anexo 12). A nivel comunitario el análisis ANOSIM mostró diferencias significativas entre las estaciones de muestreo en la época seca ($R= 0.837$ y $p= 0.001$) y en la época húmeda ($R= 0.691$ y $p=0.001$); esto fue complementado con el análisis nMDS, el cual no agrupó a las estaciones con porcentajes altos de Similitud (Figura 19) en base al diseño control/estudio, destacando la heterogeneidad espacial y temporal de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en los sustratos de bancos vegetados.

Para todos los casos pudo observarse que las estaciones controles (**C**) obtuvieron mayores valores promedios de riqueza, abundancia y diversidad que las estaciones de estudio (**E**) (Figuras 11-16), donde C2 fue la más conservada de las estaciones control, mientras que E3 fue la menos conservada de las estaciones estudio. La explicación de estas diferencias básicamente podría estar referida a sus estados de integridad, pues la estación E3 mostró condiciones morfológicas y fisicoquímicas muy degradadas producto de la actividad minera. Sin embargo, hay muchos autores que plantean diferencias a causa de factores naturales como la tipología del agua (Roque *et. al.*, 2012). En este estudio, tres quebradas correspondieron a un tipo de agua clara (C2, C3 y E2), una a aguas blancas naturales (C1) y dos a aguas blancas a causa de sedimentos de origen antrópico (E1 y E3). Queda claro que la estación E3 a diferencia de E1, muestra alteraciones morfológicas y fisicoquímicas (ver tablas 7, 8 y 9) por estar más cercano al foco de contaminación (minería y deforestación) a la vez de recibir influencia urbana, las cuales se reflejaron en su baja riqueza de taxas (30 taxas) menor a las demás estaciones, incluidas las de su mismo tipo de agua (C1 y E1). Para el caso de E1, el cual pese a ubicarse en una zona caracterizada por la minería (Zona Primavera) y que según aldaños anteriormente era una quebrada de aguas más claras, la presencia de bancos vegetados le permitiría adquirir cierta estabilidad para sostener una determinada fauna acuática al reportarse un total de 86 taxas (Tabla 10). Al respecto Gaschignard *et al.*, (1983); Cellot & Bournaud, (1988); Cellot, (1989), destacan la importancia de los bancos vegetados para recolonizar zonas perturbadas. Para el caso de la estación C2, esta reflejó su integridad morfológica y química (tabla 7, 8 y 9) al reportarse un total de 102 taxas (65,38% del total de taxas encontradas) en una cantidad mayor a las reportadas en las quebradas del mismo tipo de agua (C3 y E2) (Tabla 10).

El análisis SIMPER, como complemento a los demás análisis, permitió identificar los taxa que más influyen de acuerdo a su porcentaje de contribución en la estructura comunitaria de macroinvertebrados. En todas las estaciones se observó la alta contribución de la subfamilia Chironominae a excepción de la estación E2 y E3 donde *Nectopsyche* y Orthoclaudiinae respectivamente fueron los más representativos (Anexo 13). Con respecto a *Nectopsyche* su dominancia en algunos hábitats fue reportado por Egler, (2002) en zonas de influencia agrícola. Egler califica a este género como tolerante a perturbaciones principalmente agrícolas. En nuestro estudio, es posible que este género esté tolerando algún compuesto químico que no haya sido evaluado y que esté influyendo indirectamente sobre la conductividad de la estación E2, pues en esta estación junto con E3, se detectaron los valores más altos de este parámetro.

En este estudio se resalta la alta riqueza de coleópteros reportados (42), y entre estos a la Familia Elmidae como la más representativa (Anexos 9 y 10). Esta familia tuvo su mayor representatividad en la estación C2 con 18 géneros. Así mismo, el análisis SIMPER demostró la importancia de ciertos élmidos como *Macrelmis*, *Xenelmis*, *Stegoelmis*, *Phanocerus* y *Genero X* en la estación conservada C2 después de los quironómidos. Cabe destacar que el Género X, así nominado por Ottoboni *et al.* (2011), solo apareció en las estaciones ubicadas en la Reserva de Tambopata, obteniendo mayor importancia en C2. En este estudio también se registra a *Hintonelmis* apareciendo solo en la estación control C2, lo cual haría pensar sobre su preferencia a áreas boscosas integras, pues algunas especies de este género ya han sido reportadas en zonas boscosas del norte de Brasil (Fernandes *et al.*, 2010), teniendo relación con lo reportado en este estudio. Un aspecto que llamó la atención fue la alta contribución de *Hexacylloepus* en la estación menos conservada (E3); apareciendo solo en la época húmeda y en gran cantidad (Anexo 10 y Anexo 13). Esto llamó la atención, pues las condiciones fisicoquímicas en dicha

estación no fueron óptimas. Si bien, en general la familia Elmidae viene siendo considerada como buenos indicadores de la calidad del agua por su sensibilidad a la contaminación (Musso *et al*, 1991; Cuppen, 1993); en este estudio la presencia de este élmido lleva a pensar a que el grado de tolerancia no es el mismo para todas las especies, tal como lo señalan Bertrand, (1965); Grasser, (1994); García-Criado *et al*, (1999). Cabe destacar que para la estación E3 solo se reportó élmidos en la época húmeda (*Heterelmis* y *Hexacylloepus*) en la cual como se explicó anteriormente las condiciones físicas (estabilidad) fueron mejores que en la época seca. En un estudio realizado por García-Criado (2000) en España, se observó que en condiciones extremas de contaminación los élmidos desaparecieron, pero en zonas donde la contaminación fue calificada como impacto moderadamente alto algunos élmidos prevalecieron. En el caso de E3, las condiciones en la época húmeda crearon un ambiente propicio para la dominancia de *Hexacyllopus*. Pese a que las condiciones en esta estación fueron pobres con niveles de oxígeno bajos comparadas al resto, algunos reportes como el de la Fundación *Stroud Water Research Center* (2006) en Madre de Dios, encontraron quebradas en Madre de Dios con niveles de oxígeno mucho más bajos (Quebrada La Joya: 0,09 mg/L) así como conductividades más elevadas (224 μ S/cm), condiciones que ningún élmido pudo tolerar.

En este trabajo se muestra el gran aporte que tiene la materia orgánica particulada gruesa (hojas, tallos rotos sumergidos, etc), las cuales abundan principalmente en bosques primarios íntegros. Ello podría ser la causa de la gran riqueza observada en la estación C2 y la disminución de esta riqueza conforme nos acercamos a áreas perturbadas como las ubicadas en zonas de influencia antrópica (E1, E2 y E3). Al respecto, Webster *et al*. (1994) menciona que los cauces más angostos en arroyos, suelen retener más materia orgánica particulada, la que es importante para la productividad de un ecosistema fluvial.

Por otro lado, la explicación de la baja riqueza en la estación C1 (Reserva de Tambopata) similar y en algunos casos más bajos que las estaciones sometidas a influencia antrópica directa, podría deberse a factores intermedios que conllevan a que algunas quebradas bajo un cierto nivel de impacto tengan una mayor diversidad. Una explicación a ello podría ser la *hipótesis del disturbio intermedio*, que propone que la máxima diversidad de una comunidad se alcanza con intensidades medias de disturbio (Wilkinson, 1999). Esto podría estar cumpliéndose en algunas estaciones con impactos intermedios como E1 y E2 que pese a estar ubicadas en zonas conocidas por el desarrollo de minería obtuvieron valores de riqueza considerables y en algunos casos mayores a las estaciones controles (Tabla 10). Así mismo, no se descarta la posibilidad de ocurrencia de procesos bioacumulativos, ya que si bien el mercurio presente en agua no se relacionó a efectos comunitarios, es posible que algunas especies estén bioacumulando mercurio en sus tejidos, siendo alteradas algunas estructuras anatómicas (tamaño, estructuras bucales, etc) o procesos biológicos (tasas de eclosión, ciclo biológico, etc.). Un trabajo sobre bioacumulación y biomagnificación en macroinvertebrados acuáticos es el de Molina *et. al.* (2010), donde se resalta la importancia de estos organismos de zonas vegetadas, las cuales juegan un rol clave en la incorporación de mercurio en la cadena trófica hacia otros grupos como peces y humanos.

Métricas Bioindicadoras

Se aplicaron métricas de composición así como índices bióticos. Ambos permitieron observar diferentes gradientes de contaminación. El índice de Shannon-Wiener (H') mostró a la estación C2 con los valores más altos (cerca de 4 bits/individuo) en contraste a las demás estaciones. Así mismo, similar a casos anteriores, este índice muestra a la estación E3 como la más alterada al tener valores de diversidad muy bajos (Figura 20). Por otro lado, el índice EPT con sus variantes riqueza, porcentaje y diversidad explicaron diferentes gradientes de integridad mostrando a la estación C2 como la más conservada y a E3 como la más degradada, colocando a las otras como intermedias. Otros índices que mostraron un patrón similar al EPT fueron EPTC propuesto por Song (2009) y EIPT por Ellenrieder (2007), mostrando gradientes similares a lo observado con el índice EPT.

Por otro lado el índice biótico BMWP/Col caracterizó a todas las quebradas como aguas muy limpias excepto a la estación E3, la cual fue calificada de calidad dudosa (época seca) a aceptable (época húmeda). Sin embargo, este índice no pudo diferenciar al resto de quebradas; pese a ello se pudo apreciar a la estación C2—INKATERRA y a E3 como la de mayor y menor valores de BMWP/Col. respectivamente. La sobrevaloración de la calidad de agua de este índice podría deberse al alto número de familias encontradas en cada estación, comparada a otros reportes como el de Araujo (2010), donde el muestreo no se dio en bancos vegetados. Por ello la riqueza reportada en este trabajo sería más representativa del área evaluada, al elegir un tipo de sustrato predominante de zonas boscosas en selva baja, debiendo haber una adaptación del índice BMWP para Perú, con cambios en los puntajes de las familias de macroinvertebrados, pues el índice BMWP/Col. fue desarrollado para zonas altas de Colombia y su generalización y/o aplicación para zonas geográficamente diferentes generará errores de calificación.

El índice ASPT caracterizó a la estación C2 como calidad aceptable y a la estación E3 como crítica, mientras que las demás estaciones fueron calificadas de calidad dudosa. Este índice fue el que más se correspondió con los índices de estructura comunitaria (Diversidad de Shannon-Wiener, EPT, EPTC, EIPT) a diferencia del BMWP/Col y el IBF, siendo este último el que menos se aproximó a la situación ambiental observada en cada estación.

En relación a parámetros ambientales los cálculos de correlación, mostraron que los índices bióticos y de estructura comunitaria están asociados a cambios en los niveles de oxígeno, STD y conductividades (Anexo 14).

8. CONCLUSIONES

Se identificaron un total de 20078 individuos agrupadas en 156 taxa demostrando así la alta capacidad e importancia de los bancos vegetados para albergar una gran diversidad de macroinvertebrados acuáticos inclusive en áreas medianamente perturbadas (E1 y E2).

Algunas quebradas ubicadas en zonas conocidas por su minería demostraron estar sometidas a otros impactos como urbano (altos niveles de nitratos en la estación E3) demostrando así que la actividad minera va ligado generalmente a otros impactos.

La prueba estadística de Wilcoxon-Mann-Whitney para la riqueza y estructura comunitaria de macroinvertebrados acuáticos así como el análisis de similitud (ANOSIM) no mostraron diferencias temporales en la comunidad de macroinvertebrados; debido a que no hubo amplias diferencias de precipitaciones entre las épocas evaluadas; mientras que la prueba de Kruskal-Wallis, ANOSIM y nMDS mostraron diferencias entre estaciones de muestreo

tanto controles como de estudio, indicando la heterogeneidad de las comunidades evaluadas en bancos vegetados.

Se resalta la importancia de los coleópteros, especialmente de los élmidos como organismos predominantes en sustratos de bancos vegetados, disminuyendo conforme la integridad de la quebrada es alterada. Así mismo, de acuerdo al análisis SIMPER, después de los quironómidos (las cuales aparecieron en todas las estaciones), ciertos géneros como *Macrelmis*, *Xenelmis*, *Stegoelmis*, *Phanocerus* y un género élmido no identificado (Género X) serían representativos de áreas conservadas, mientras que *Hexacylloepus* sería representativo de áreas degradadas.

La estación C2 (Inkaterra) presentó los valores más altos de riqueza (102) e índice de diversidad de Shannon-Wiener (H' seca=3,97 y H' humeda= 4,50), además de presentar el mejor estado de conservación de acuerdo a los índices EPT, EPTC, EIPT y ASPT y el score de hábitat RCE.

La estación E3 demostró ser la más degradada al encontrarse los menores valores de riqueza (30) e índice de Shannon-Wiener (H' seca= 1,19 y H' húmeda= 2,09), además de presentar un pobre estado de conservación de acuerdo a los índices EPT, EPTC, EIPT y ASPT y el score de hábitat RCE.

El estudio de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en bancos vegetados evidenció el grado de conservación de las quebradas, relacionado principalmente a la integridad física (condición de bosque) y química (OD, conductividad y STD), no pudiendo distinguirse cambios comunitarios a causa del mercurio en el sedimento.

9. RECOMENDACIONES

Ampliar los estudios de macroinvertebrados acuáticos en sustratos de bancos vegetados tomando mayor variedad de quebradas tanto prístinas como contaminadas por diversas actividades en Madre de Dios.

Realizar estudios de macroinvertebrados en quebradas con diferentes grados de turbidez causadas por actividades como la minería, comparándolas con otras prístinas cuyos orígenes de su turbidez sea natural (aguas blancas)

Ampliar estudios tanto ecológicos como químicos en los principales cuerpos de agua de Madre de Dios para así lograr un mejor conocimiento de los ecosistemas acuáticos.

Investigar más los orígenes y ciclo del mercurio (incluyendo bioacumulación) que permitan conocer su comportamiento en los ecosistemas y su influencia sobre la biota acuática (macroinvertebrados acuáticos y peces) tanto a nivel ecológico como biológico.

10 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alba-Tercedor, J. Macroinvertebrados Acuáticos y la Calidad de las Aguas de los Ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería. 1996 Vol. II: 84 - 95.

Allan, J.D., The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. Ecology 1975. 56: 1040-1053

Allan, J. D. Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman and Hall, London. 1995. 388pp.

Anderson, N. H. A survey of aquatic insects associated with wood debris in New Zealand streams. Mauri Ora 1982. 10: 21-33.

Anderson, R. V. & D. M. Day. Predictive quality of macroinvertebrate-habitat associations in lower navigation pools of the Mississippi River. Hydrobiology 1986. 136:101-112.

Angelier, E. Ecología de las aguas corrientes. España, Zaragoza. Editorial Acribia S. A. 2002. 217 pp.

Angino, E. J, & G. K. Billings. Methods in Geochemistry and Geophysics. Atomic Absorption Spectrometry in Geology. Elsevier. (2da Ed.) Amsterdam 1967.191 pp.

Arango, M.C.; Echeverry, L.F. y Rua, V.A. Estudio de la calidad del agua en la microcuenca Abreo-Malpaso en el municipio de Rionegro, Antioquia. Rionegro.141 pp. Trabajo de grado (Ingeniería Ambiental). Universidad Católica de Oriente. 2003

Araújo, J. M. Informe hidrobiológico Reserva Nacional Tambopata y Parque Nacional Bahuaja-Sonene. Época seca. Informe Técnico AIDER. 2010. 70 pp.

Bertrand, H. Récoltes de coléoptères aquatiques dans les régions montagneuses de l'Espagne: observations écologiques (Dryopidae, Elminthinae=Helmiinae Auct.). Ann. Limnol 1965. 1 (2): 245-255.

Biggs, B. J. & T. J. Malthus. Macroinvertebrates associated with various aquatic macrophytes in the blackwaters and lakes of Upper Clutha Valley, New Zealand. N. Z. J. Freshwat. Res. 1982.16: 81-88.

Boudou, A. & Ribeyre F. 1997. Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to cellular and the molecular levels. Environ. Sci. 105, 21-35.

Branco, S. Limnología sanitaria, estudio de la polución de las aguas continentales. Editorial Secretaría general de la Organización de los Estados Americanos. 1984. 120pp

Brower, J. E. & J.H. Zar. Field and laboratory methods for General Ecology. Wm. C. Brown Co. Dubuque, Iowa. 1984. 226 pp.

Bueno-Soria, J. & C. Márquez. 1975. Algunos insectos acuáticos de Valle de Bravo. Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural. 36: 651-363.

Cairos, J.Jr, P.V. Mc Cormick & B.R. Niederlehner. A proposed framework for developing indicators of ecosystems health. Hydrobiologia 1993. 263: 1-44

Cárdenas A., B. Reyes, M. López, A. Woo, E. Ramírez & M. Ibrahim. Biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. Encuentro 2007/ Año XXXIX, N° 77, 83-93

Cellot, B., M. Bournaud & H. Tachet,. The movements of the larvae of Hydropsyche (Trichoptera) in a large river. In: J. C. Morse (ed.), Proc. 4th Internat. Syrup. On Trichoptera. Dr W. Junk Publishers, The Hague 1984: 57-68.

Cellot, B. et M. Bournand. Modifications faunistiques engendrés par une faible variation de débit dans une grande rivière. *Hydrobiologia* 1986. 135: 223-232.

Cellot, B. et M. Bournand. Dynamique spatio-temporelle des déplacements de macroinvertébrés dans une grande rivière. *Can. J. Zool.* 1988. 66: 352-363.

Cellot, B. Macroinvertebrate movements in a large European river. *Freshwater. Biol.* 1989. 22: 45-55.

Chauvet, E. et A. M. Jean-Louis. Production de litière de la ripisylve de la Garonne et apport au fleuve. *Acta Oecologia, Oecol. Gener* 1988. 9: 265-279.

Chessman, B. User Manual. SIGNAL 2. A scoring systems for macro-invertebrates ('water bugs') in Australian rivers. Land & Water Australia Version 2. 2001.

Clarke, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure, *Australian Journal of Ecology* 1993. 18: 117-143

Cogerino, L., Cellot B. & Bournand M. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hidrobiología* 1995. 304:103-115.

Correa F., R. Rivera, J. Urrutia, P. De los Ríos, A. Conteras & F. Encina.. Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica* 2010. 29(2): 183-194.

Cudney, M. D. & J. B. Wallace. Life cycle, microdistribution and production dynamics of six species of net-spinning caddisflies in a large southeastern (USA) river. *Holarct. Ecol.* 1980. 3: 169-182

Cuppen, J.G.M. Distribution and ecology of *Hydraena* Kugelann in the Netherlands (Coleoptera: Hydraenidae). Tijds. Entomol. 1993. 136: 1-10.

Dominguez, E.; C. Molineri; M. L. Pescador; M. D. Hubbard & C. Nieto. Ephemeroptera of South America. In: Adis, J., J. R. Arias, G. Rueda-Delgado & K. M. Wantzen (eds), Aquatic Biodiversity of Latin America (ABLA), 2006. Vol. 2. 646 pp.

Domínguez, E. & H. Fernández. Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán Argentina. 2009. 654pp.

Dudley, T. & N. H. Anderson. A survey of invertebrate associated with wood debris in aquatic habitats. *Maurora*, 1982, vol. 10, p. 21-33.

Egler, M. "Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas". Orientadores: Josino Costa Moreira & Darcílio Fernandes Baptista. Dissertação de Mestrado, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2002.

Ellenrieder, V. N. 2007. Composition and structure of aquatic insect assemblages of Yungas mountain cloud forest streams in NW Argentina. ISSN 0373-5680 Rev. Soc. Entomol. Argent. 66 (3-4): 57-76

Fernández, A. & Camargo, J. "Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles". *Ecosistemas* 2005. Vol. 14, n. 3 pp. 87-99. ISSN 1697-2473.

Fernandes A., M. Inês & N. Hamada A new species of *Hintonelmis* Spangler (Coleoptera: Elmidae: Elminae) from Central Amazonia, Brazil. *Zootaxa*. 2010. 2353: 43–48.

García-Criado F., A. Tomé. F, Vega. & C., Antolín Performance of some diversity and biotic indices in rivers affected by coal mining in northwestern Spain. *Hydrobiol.* 1999. 394: 209-217.

García-Criado F. Distribución y autoecología de Coleóptera acuáticos en ríos afectados por minería del carbón (cuenca del Sil, León, España) 1.Elmidæ. *Boln. Asoc. esp. Ent.*, 2000. 24 (3-4): 105-124

Gaschignard, O., H. Persat et D. Chessel, Répartition transversale des macroinvertébrés benthiques dans un bras du Rhône. *Hydrobiologia* 1983. 106: 209-215.

Goitia, E. & Maldonado, M. Evaluación de la Calidad de Agua del Río Rocha Mediante Organismos Bentónicos. *Recursos Hídricos y Medio Ambiente. Primer Seminario de Recursos Hídricos y Medio Ambiente en Bolivia* 1992. 191 - 196.

González del Tánago, M. & García de Jalón, D. Desarrollo de un índice biológico para estimar la calidad de las aguas de la cuenca del Duero. *Limnética*. 1984. 1: 263-272

Grasser, U., The Elmidae (Coleoptera) communities of crystalline Bohemian Mountains in northern Austria in relation to the distribution patterns indicating environmental changes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25. 1994.: 1661-1666

Gregg, W. W. & F. L. Rose. Influences of aquatic macrophytes on invertebrates community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiología* 1985. 128: 45-56.

Guevara, G., C Jara, M. Mercado & S. Elliott. Comparación del macrozobentos presente en arroyos con diferente tipo de vegetación ribereña en la Reserva Costera Valdiviana, Sur de Chile. *Asociación colombiana de Limnología "Neolimnos"* 2006. 1:98-105

Guill, G. N. Differences in the distribution of benthic macroinvertebrates between the banks of the Savannah River. Proc. ann. Meeting N. am. Benthol. Soc, Corvalis, Oregon 1985. 33: 1-7.

Harper, P.P., Relations entre les macrophytes et les insectes dans les milieux d'eau douce. Revue Ent. Quebec 1986. 31: 76-86.

Hauer F. R. & V. H. Resh. Benthic Macroinvertebrates. Pp. 339-369 in Hauer F. & G. Lamberty. Methods in Stream Ecology. Academy Press, New York, USA. 1996. 674 pp.

Heckman C.W. Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata- Anisoptera. Illustrated Keys to Know Families, Genera and Species in South America. Springer. Dordrecht, The Netherlands. 2006. 725 pp.

Hilsenhoff, W.L. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society 1988. 7(1): 65-68.

Instituto de Investigación de la Amazonía Peruana-Ministerio del Ambiente. La Minería aurífera en Madre de Dios: Una Bomba de tiempo. Primera edición. ISBN: 978-612-45818-7-8. Lima. IIAP-MINAM 2011.

Instituto Nacional de Recursos Naturales. Mapa ecológico del Perú; guía explicativa. Lima, INRENA. 1994.

Instituto Nacional de Recursos Naturales Impacto Ambiental por Minería en las Zonas de Amortiguamiento de la Reserva Nacional de Tambopata. Puerto Maldonado. INRENA 2003. 55 pp.

Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente. Región Inka. Informe de investigación "Efectos de la contaminación por mercurio en la explotación del oro en madre de Dios. Coord. Guillermo Mosquera. IMA. 1994. 39 pp.

Jenkins, R. A., K. R. Wade & E. Pugh. Macroinvertebrates habitat relationships in the River Teifi catchment and the significance to conservation. *Freshwater. Biol.* 1984. 14: 23-42.

Kuramoto, J. La Minería Artesanal e Informal en el Perú. Grupo de Análisis para el Desarrollo (GRADE).MMSD-iiied N0 82. 2001.

Lacerda, L.D., W. Salomons, W.C. Pfeiffer & W.R. Bastos. Mercury distribution in sediment profiles of remote high Pantanal lakes, Central Brazil. *Biogeochemistry* 1991. 14: 91–97.

Lacerda, L.D., E.D. Bidone, A.F. Guimaraes & W.C. Pfeiffer. Mercury concentrations in fish from the Itacaiunas- Parauapebas River System. Carajas Region, Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias* 1994. 66: 373–379.

Lenat, D.R. Water quality assessment using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J.N. Am. Benthological Soc* 1988. 7: 222-233.

Malm, O., J.R.D. Guimaraes, M.B. Castro, W.R. Bastos, J.P. Viana, F.J.P. Branches, E.G. Silveira & W.C. Pfeiffer. Follow up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajos basins, Amazon, Brazil. *Water, Air, and Soil pollution* 1997. 97: 45–51.

Merrit R. & Cummins. *An Introduction to the aquatic insects of North America*. Fourth edition. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company, 2008. 1158 pp.

.

Ministerio de Agricultura, Autoridad Nacional del Agua y Administración Local del Agua Maldonado. Estudio diagnostico hidrológico de la Cuenca Madre de Dios. Dirección de

conservación y Planeamiento de Recursos Hídricos Área de Aguas Superficiales. MINAG-ANA-ALAM. 2010. 177pp.

Ministerio del Ambiente (MINAM). Aprueban los estándares nacionales de calidad ambiental para agua. Decreto Supremo 002-2008-MINAM,

Ministerio de Energía y Minas. Minería aurífera en el departamento de madre de dios. MINEM. 2009. Disponible en: www.minem.gob.pe

Minshall, G. W. & J. N. Minshall. Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountain (USA) stream. *Hidrobiología*. 1977. 55:231-240.

Mol, J.H., &P.E. Ouboter. Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small Neotropical rainforest stream. *Conservation Biology* 2004.18: 201–214.

Molina C.I., F. Gibon, J. Duprey, E. Dominguez, J. Guimaraes & M. Roulet. Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. *Science of the total environment* 408 (2010). 3382-3391.

Moore, K. M. S. Ecology of aquatic habitats associated with stream margins. Thesis Doct. Sc., Oregon State Univ. 1987. 130pp.

Mordukhai-Boltovskoi, D. The river Volga and its life. In: J. Ilić, (ed.). *Monographiae biologicae*. 33. DrW. Junk Publishers 1979. The Hague: 235-294.

Moreno, C. Métodos para medir la biodiversidad. Vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe de UNESCO y Sociedad Entomológica Aragonesa. Serie Manuales y Tesis SEA. 2001. 84 p.

Musso, J.J., G. Prevot, P. Legier & C. Playoust. Contribution à la connaissance des cours d'eaux méditerranéens de basse altitude: le réseau hydrographique de l'Arc (Bouches-du-Rhône). Etat des peuplements en référence aux perturbations anthropiques. *Ann. Limnol.* 1991. 27 (1): 75-85.

Morel, F. M. M., A. M. L. Kraepiel & M. Amyot. The chemical and bioaccumulation of mercury. *Ann. Rev. Ecol. Sys.* 1998. 29(24): 543-566

Nriagu J.O. & C.Y. Pacyna Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 1988. 333, 134-139.

Orth, D. J. & E. Maughan Microhabitat preferences of benthic fauna in a woodland stream. *Hydrobiologia* 1983. 106: 157-168.

Orth, K. Catchment management and mining impacts in arid and semi-arid South America. Informe técnico Proyecto CAMINAR – Cuenca del Elqui – Chile 2008. Disponible en: http://www.labor.org.pe/descargas/CAMINAR_D6_Review_of_international_experience.pdf

Ottoboni M., F. Valente., A. Aparecida and F. Gessner. Elmidae (Coleoptera, Byrrhoidea) larvae in the state of São Paulo, Brazil: Identification key, new records and distribution. *ZooKeys* 2011. 151: 53–73, doi: 10.3897/zookeys.151.1879

Ouboter P., A. G. A. Landburg, M. J.H. Quik, J.H A. Mol & F. Der Lugt. Mercury Levels in Pristine and Gold Mining Impacted Aquatic Ecosystems of Suriname, South America. *AMBIO* 2012, 41:873–882

Pardo, I., L. García, C. Delgado, N. Costas & R. Abraín, Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las Confederaciones

Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. 2010. 65pp

Petersen, R. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*. 1992, vol. 27, p. 295-306.

Pfeiffer, W.C., L.D. Lacerda, O. Malm, C.M.M. Souza, E.G. Silveira, & W.R. Bastos. Mercury concentrations in inland waters of gold mining areas in Rondonia, Brazil. *Science of the Total Environment* 1989. 87: 233–240.

Prat, N. & Ward, J. V. The tamed river. En *Limnology now: a paradigm of planetary problems* (ed Margalef, R.), 1994. pp. 219- 236.

Ministerio de la Producción. Evaluación ambiental de la Cuenca del Río Madre de Dios. PRODUCE /Viceministerio de Pesquería. Lima. 2008

Reece, P. & J. S. Richardson. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. Pp. 549- 552 in L.M. Dearling (ed): *Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk*, Kamloops, 2000. B.B. Vol.2

Rodríguez V. & H, León Insectos acuáticos asociados al río Tríbique en el distrito de Soná, provincia de Veraguas. *Tecnociencia*, 2003. 5: 51-63

Roldán, G. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Propuesta para el uso del método BMWP/Col. Colección Ciencia y Tecnología, Editorial Universidad de Antioquia, Colombia, 2003. 170 p.

Roque, F. O., D. V M, Lima, T. Siqueira, L.J.S. Vieira., M. Stefanés & S. Trivinho-Strixino, Concordance between macroinvertebrate communities and the typological classification of

white and clear-water streams in Western Brazilian Amazonia. *Biota Neotrop.* 2012. vol. 12, no. 2

Rosenberg D.M., V.H. Resh & R.S. King. Use of aquatic insect in biomonitoring in: Merritt R.W., K.W. Cummins and M.B Berg (Eds.). *An introduction to the Aquatic Insects of North America* Kendall/Hunt Publishing Company. United States of America. 2008.

Roulet M. Le mercure: son cycle biogéochimique et sa repertition aux échelles planétaires et amazonienne. Paris IRD, 2001, p.81-120.

Roulet, M. & Maury-Brachet, R. Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens. 203-207 p. En: *Le mercure en Amazonie.* (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.) Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), París.2001.

Roulet M., M., Lucotte, J. Dolbec, Y.F. Gogh, J.R.P. Pereja, D.S. Silva, J. Lebel, D. Megler & J.Guimarães. Mercury bioaccumulation in two fish communities of the Tapajós river, Brazilian Amazon. 1999. 232p. En: *5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant* (Barbosa J. P., Melamed R. y Villas-Boas R. Eds.) Rio de Janeiro, Brasil.

Sampaio da Silva D., M. Lucotte., M. Roulet, D. Mergler & M. Crossa. Mercury in fish of the Tapajós River in the Brazilian Amazon. *Interfacehs* 2006. 1,1-33.

Segnini S. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Sociedad Venezolana de Ecología. ECOTROPICOS* 2003. 16(2):45-63

Silva-Forsberg, M.C., B.R. Forsberg, & V.K. Zeidemann. Mercury contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon Basin. *AMBIO* 1999. 28(6): 519–521.

Simpson, K. W., J. P. Fagnani, R. W. Bode, D. M. Enicola & L. E. Abele. Organism-substrate relationships in the main channel of the Lower Hudson River. J. N. Am. Benthol. Soc. 1986. 5: 41-57.

Sioli H. The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty river and its basin. Monographiae Biologicae Volume 56, ed. H. J. Dumont Dordrecht/ Boston/ Lancaster: Dr. W. Junk Publishers, 1984. 762 p.

Song, M.Y. Impact of agricultural land use on aquatic insect assemblages in the Garonne river catchment (SW France). Aquat Ecol. 2009, vol. 43, p. 999–1009.

Stroud Water research Center. Measuring watershed health – Madre de Dios River basin. 2006. Disponible en:

<http://www.stroudcenter.org/research/projects/MooreFdnPeru/index.shtm>.

Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R. & Sánchez-Montoya. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. Limnetica 2002. 21: 135-148.

Thorne, R.S. & W.P. Williams. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. Freshwater Biology 1997. 37: 671-686.

Toro M., S. Robles, J. Avilés, C. Nuño, S. Vivas, N. Bonada, N. Prat, J. Alba, J. Casas, C. Guerrero, P.J. Cuéllar, J. L. Moreno, G. Moyá, G. Ramón, M.L. Suárez, M. R. Vidal, M. Álvarez & I. Pardo. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. Limnetica 2002. 21: 63-75.

Waggoner, L. A. "Land use controls on water quality and aquatic ecosystems in the Andean Amazon, Peru". Major advisor: Michael McClain. Master's thesis. Florida International University. Miami. 2006.

Wantzen, K.M. & G. Rueda-Delgado. Técnicas de muestreo d macroinvertebrados bentónicos. En: E. Domínguez y H.R. Fernández (Eds). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Argentina: Publicaciones especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán, 2009. P. 17-40.

Webster J.R., A.P. Covich, J.L. Tank & T.V. Crockett. "Retention of coarse organic particles in the Southern Appalachian Mountain". Journal of the North American Benthological Society. 1994. 1: 140-150.

Wetzel, R. G. Limnology. Lake and River Ecosystems. Academic Press. Third Edition 2001. 1006 pp.

Wilkinson, D.M. The Disturbing History of Intermediate Disturbance. Oikos, Vol. 84, No. 1. 1999. pp. 145-147.

World Bank. Regularizing Informal Mining: A Summary of the Proceedings of the International Roundtable on Artisanal Mining. Industry and Energy. Department Occasional Paper No. 6, Barry, M. (Ed.), Washington.1995

Wright, J. E, P. D. Hiley, A. C. Cameron, M. E. Wigham & A. D. Berrie, A quantitative study of the macroinvertebrate fauna of five biotopes in the River Lambourn, Berkshire, England. Arch. Hydrobiol. 1983. 96: 271-292.

ANEXOS

ANEXO 1. PROTOCOLO “RCE”: *RIPARIAN, CHANNEL AND ENVIRONMENT*.

Procedimiento:

Determinar las condiciones de la vegetación ribereña y la zona de canal donde se harán los muestreos de macroinvertebrados bentónicos. Las condiciones locales deben ser evaluadas 100 metros arriba y 100 metros abajo del punto muestreado. La estimación media de las condiciones del trecho del río es realizada a partir de la suma de todos los valores obtenidos en todos los ítems del índice. El valor final debe ser comparado con una tabla de resultados encontrada abajo del último ítem del índice.

1- Patrón del uso de la tierra más allá de la zona de vegetación ribereña.

- Inalterada, consistiendo de bosque, humedales naturales, pantanos y/o turberas	30
- Pasto permanente, mezclado con bosque y pantano	20
- Área de cultivo mezclada con pasto	10
- Principalmente áreas de cultivo	01

2 – Ancho de vegetación ribereña desde el río hasta el campo

- Área de vegetación ribereña con bosque o pantano > 30 m de ancho	30
- Área de vegetación ribereña con bosque o pantano variando entre 5 e 30 m	20
- Área de vegetación ribereña con bosque o pantano con 1 a 5 m de ancho	05
- Área de vegetación ribereña sin bosque o pantano	01

3 – Integridad de la vegetación ribereña

- Zona ribereña intacta sin espacios en la vegetación	30
- Espacios ocurriendo en intervalos mayores a 50 m	20
- Espacios frecuentes con algunas cicatrices y barrancos a cada 50 m	05
- Marcado profundamente con barrancos en toda su longitud	01

4 - Estado de la vegetación ribereña a menos de 10 m. de la zona de canal

- > 90% de la densidad constituida por árboles no pioneros o arbustos, o plantas de pantano

Nativas	30
- Especies pioneras mezcladas con árboles maduros	20
- Mezcla de pasto con algunos árboles pioneros y arbustos	15
- Vegetación constituida de grama y pocos arbustos	01

5 - Dispositivos de retención

- Canal con rocas y troncos viejos firmemente colocados en su lugar	15
- Rocas y troncos presentes muy cubiertas de sedimento	10
- Dispositivo de retención suelto, moviéndose con el flujo	05

- Canal con sedimento arenoso suelto; poca obstrucción en el canal	01
6 - Estructura del canal	
- Relación ancho/profundidad < 7	15
- Relación ancho/profundidad entre 8 e 15	10
- Relación ancho/profundidad entre 15 e 25	05
- Relación ancho/profundidad > 25 o río canalizado	01
7 - Sedimentos en el canal	
- Poco o ningún ampliación resultante del acumulo de sedimento	15
- Algunas barreras de grava de piedras gruesas y escombros lavados presentes, poco limo	10
- Barrera de sedimento de piedras, arena y limo común	05
- Canal dividido en trenzas o río canalizado	01
8 - Estructura del barranco del río	
- Barranco estable de roca y suelo, cubierto de grama, arbustos y raíces	25
- Barranco firme pero pobremente asegurado por grama y arbustos	15
- Barranco con suelo suelto, capa escasa de grama y arbustos	05
- Barranco inestable, con suelo suelto o arena fácilmente perturbable	01
9 - Excavaciones sobre el barranco	
- Poca o ninguna evidencia o restringida a áreas de soporte de raíces	20
- Excavaciones apenas en las curvas y constricciones	15
- Excavaciones frecuentes	05
- Excavaciones severas a lo largo del canal con caídas de barrancos	01
10 - Apariencia del sustrato de piedra	
- Piedras limpias, redondeadas, sin bordes afilados pudiendo ser un poco oscurecidas	25
- Piedras redondeadas, con un poco de arena y limo adherido	15
- Algunas piedras con puntas, cubiertas con arena y limo	05
- Piedras brillantes y con puntas, cubiertas de arena e limo	01
11 - Lecho del río	
- Fondo de piedras de varios tamaños agrupadas, con intersticio obvio	25
- Fondo de piedras fácilmente movibles, con un poco de limo	15
- Fondo de lomo, cascajo y arena en lugares estables	05
- Fondo uniforme de limo y arena suelta, sustrato de piedra ausente	01
12 - Correderas y pozas o meandros	
- Distintos, ocurriendo en intervalos de 5 a 7 veces el ancho del río	25
- Espaciamiento irregular	20
- Amplias pozas separando cortas correderas, meandros ausentes	10

- Meandros y correderas/pozas ausentes o río canalizado	01
13 - Vegetación acuática	
- Cuando está presente consiste de musgos y parches de algas	15
- Algas dominantes en las pozas, plantas vasculares a lo largo del margen	10
- Enmarañados de algas, algunas plantas vasculares y pocos musgos	05
- Algas enmarañadas en el fondo, plantas vasculares dominan los canales	01
14 – Peces	
Peces reófilos presentes, población nativa, en la mayoría de las pozas	20
Pocos peces reófilos, dificultades en localizarlos	15
Ningún pez reófilo, algunos peces lentícos presentes en las pozas	10
Peces ausentes o escasos	01
15 – Detritos	
Principalmente de hojas y material leñoso sin sedimentos	25
Pocas hojas y madera, detritos orgánicos finos floculantes sin sedimento	10
Ninguna hoja o madera, materia orgánica bruta y fina con sedimento	05
Sedimento fino anaeróbico, ningún detrito bruto	01
16 – Macrobentos	
Muchas especies presentes en todos los tipos de sustrato	20
Muchas especies presentes pero apenas en hábitats bien aireados	15
Pocas especies presentes pero encontradas en la mayoría de los hábitats	05
Poca o ninguna especie y apenas en hábitats bien aireados	01

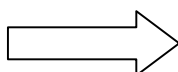
Tabla de resultados del índice.

CLASE	Score	Evaluación de Integridad	Acciones recomendables
I	293-360	Excelente	Biomonitoreamiento y protección del estatus existente
II	224-292	Muy bueno	Alteraciones seleccionadas y monitoreamiento
III	154-223	Bueno	Pequeñas alteraciones necesarias
IV	86-153	Regular	Grandes alteraciones necesarias
V	16-85	Pobre	estructural completa

Anexo 2. Muestreo en sustratos de bancos vegetados y tratamiento de muestras en campo y laboratorio.



Bancos Vegetados (Orillas vegetadas de los ríos, incluyendo las raíces de los árboles de la ribera y materiales orgánicos sumergido)



Pasar la red, rozando y sacudiendo las raíces en dirección vertical, de abajo hacia arriba, incluyendo el sedimento donde enraíza la vegetación.



Muestras colocadas en bolsas con formol al 4%. En el laboratorio se tamiza y lava las muestras con flujos suaves de agua para su posterior identificación.

Anexo 3: Estación Control: Quebrada Puente Grande-C1: Izquierda: Época Seca; Derecha: época húmeda.



Anexo 4: Estación control: Fundo Concepción-C2: Izquierda: Época Seca; Derecha: época húmeda.



Anexo 5: Estación Control: Puente Buenqueme-C1: Izquierda (época seca); Derecha (época húmeda)



Anexo 6: Estación Estudio: Puente Primavera-E1: Izquierda (época seca) ; derecha: (época húmeda).



Anexo 7. Estación de Estudio: Santa Rosa Este: E2: Izquierda (época seca); derecha (época húmeda).



Anexo 8: Estación de Estudio: La Pastora-E3: Izquierda (época seca); centro: Sustrato alterado. Derecha: minería a 100 m. de la zona muestreada.



Anexo 9. Composición y abundancia de macroinvertebrados acuáticos por estaciones de muestreo y submuestras (Época seca).

	C1			C2			C3			E1			E2			E3			Total
Orden/Género	PGI	PGII	PGIII	FCI	FCII	FCIII	BQI	BQII	BQIII	PPI	PPII	PPIII	SRI	SRII	SRIII	LPI	LPII	LPIII	
EPHEMEROPTERA																			
<i>Americabaetis</i>				3		13			5				1		1				23
<i>Aturbina</i>		1																	1
<i>Baetodes</i>							6	2					5						13
<i>Callibaetis</i>	6																		6
<i>Guajirolus</i>				17		4							4						25
<i>Paracloeodes</i>				1	22	45													68
<i>Waltzohyphus</i>				5		1													6
<i>Zelus</i>					4	1			3		3			2					13
<i>Caenis</i>	1	3	1							20	41	5		9					80
<i>Leptohyphes</i>				127	9	17	10	1	33				42		4				243
<i>Tricorythodes</i>				1	23	22			11				1	8					66
<i>Tricorythopsis</i>					12	50													62
<i>Farrodes</i>	2		1	37	4	26	7		17						1				95
<i>Miroculis</i>	7			1		4				2	20			8	3				45
<i>Terpides</i>	1	1	1						28	2	1	1							35
<i>Ulmeritoides</i>											4								4
<i>Nachlania</i>				1									4						5
<i>Campylocia</i>		1	3			1				11	6				1				23
<i>Campsurus</i>	1	1								2									4
TRICHOPTERA																			
<i>Policentropus</i>	2	3	3		3	4				10	19	1		7			2		54
<i>Polyplectropus</i>				1	5														6
<i>Chimarra</i>				22				5											27
<i>Dolophiloides</i>				3															3
<i>Wormaldia</i>				2															2
<i>Nectopsiche</i>	1	1	2			9	1	2			1	2	467	268	188				942
<i>Oecetis</i>		4	2	19	14	27				1	1								68
<i>Metrichia</i>				3	3	1													7
<i>Neotrichia</i>				22	15	14			3				1						55
<i>Ochrotrichia</i>				1		1													2
<i>Oxyethira</i>				1	1		2			1		2							7
<i>Blepharopus</i>				32															32
<i>Leptonema</i>				35	3		24	39	5				31		24	2			163
<i>Macronema</i>	3	5			3	6					2	1		94					114
<i>Smicridea</i>				150	2	1	78	5	5				39		13				293
<i>Helicopsyche</i>				7	5	16				6	15	4							53
<i>Phylloicus</i>	2		1			2								2					7
PLECOPTERA																			
<i>Anacroneuria</i>				160	30	17	13	20	35				48	23	35				381
ODONATA																			
<i>Argia</i>	1			2	2	1			2		2	3	1	2					16
<i>Enallagma</i>	1		5							6	6	5		4					27
<i>Telebasis</i>										1									1
<i>Perilestes</i>				20	1	10			14		1		5	13					64
<i>Heliocharis</i>					1														1
<i>Hetaerina</i>				2	15	4			3							1	1		26

Orden/Género	C1			C2			C3			E1			E2			E3			Total
	PGI	PGII	PGIII	FCI	FCII	FCIII	BQI	BQII	BQIII	PPI	PPII	PPIII	SRI	SRII	SRIII	LPI	LPII	LPIII	
<i>Epipleoneura</i>			2			1				6	4	7		3					23
<i>Megapogronidae</i>													2	1					3
<i>Agriogomphus</i>					3					1		2	1	2					9
<i>Phyllocycla</i>	1	3	2																6
<i>Phyllogomphoides</i>					3	1				1				3					8
<i>Progomphus</i>									1										1
<i>Zonophora</i>										1		1							2
<i>Brachymesia</i>				2												1			3
<i>Elasmothermis</i>				10			2						3		1				16
<i>Elga</i>						1				2				7					10
<i>Libellula</i>				1	1	1			1				4						8
<i>Libellulidae</i>	2	2	1	3	6				27										41
<i>Oligoclada</i>			1							3	2	3							9
<i>Rhodopygia</i>			1																1
COLEOPTERA																			
<i>Austrolimnius</i>						4													4
<i>Cylloepus</i>				1			1												2
<i>Elmidae 1</i>				1		1													2
<i>Elmidae 2</i>						5													5
<i>Genero X</i>			1	11	1	17													30
<i>Gyrelmis</i>				1	1	4													6
<i>Heterelmis</i>		1		44	5	6	41	303	22	1	1		39	27	19				509
<i>Hexacylloepus</i>	2	14	27	7	48	3			3	8	8	9							129
<i>Hintonelmis</i>						4													4
<i>Huleehius</i>				1		1									1				3
<i>Macrelmis</i>	1		1	85	14	76					3		24	6	11				221
<i>Microcylloepus</i>						11		1					2						14
<i>Neoelmis</i>				5			3		2	1			1						12
<i>Neolimnius</i>				5		8													13
<i>Phanocerus</i>		2		30	15	34	7	14	2										104
<i>Stegoelmis</i>	1	3	2	36	10	111			1	1		1			2				168
<i>Xenelmis</i>				3	1	11													15
<i>Anodocheilus</i>	1		2								1	3							7
<i>Derovatellus</i>	2	4	40			3						2							51
<i>Laccodytes</i>	2																		2
<i>Laccophilus</i>	3		1			3		1				4		1					13
<i>Liodessus</i>					1							5							6
<i>Dryops</i>								2	2										4
<i>Onopelmus</i>									2						1				3
<i>Hydraena</i>						2	1												3
<i>Derallus</i>											1	2							3
<i>Enochrus</i>		1																	1
<i>Guyanobius</i>								2					1						3
<i>Helochares</i>	2		1																3
<i>Phaenotun</i>								1											1
<i>Stenus</i>								7											7
<i>Lampyridae</i>			1																1
<i>Anchytarsus</i>				82	10	8		1	1				7		2				111
<i>Scirtidae</i>	6			6	1	31					4								48
<i>Gyretes</i>					4														4
MEGALOPTERA																			
<i>Corydalus</i>				1															1
<i>Protosialis</i>	1		6																7
HEMIPTERA																			
<i>Microvelia</i>	2	1																	3

Orden/Género	C1			C2			C3			E1			E2			E3			Total
	PGI	PGII	PGIII	FCI	FCII	FCIII	BQI	BQII	BQIII	PPI	PPII	PPIII	SRI	SRII	SRIII	LPI	LPII	LPIII	
<i>Rhagovelia</i>				1					19										19
<i>Stridulivelia</i>																			1
<i>Ranatra</i>	2																		2
<i>Tenagobia</i>	2									2	4		1						9
<i>Neogerris</i>	2																		2
<i>Ambrysus</i>				1			1		3										5
<i>Cryphocricos</i>					1														1
<i>Belostoma</i>					1														1
<i>Buenoa</i>												1							1
LEPIDOPTERA																			
Crambidae	2	3		1	2	2	1		10				12	3					36
<i>Paracles</i>	1																		1
BLATODEA																			
Blaberidae						3	1	1	1				1		2				9
COLLEMBOLA					1	5													6
DIPTERA																			
<i>Atrichopogon</i>	1																		1
Ceratopogoninae	9	11	3	30	7	13	8	8	9	22	22	3	59	8	10	2	4	1	229
Forcipomya	1			1				14			1								17
Culicidae	10							1			1								12
Dixidae											14	6							20
Empididae				38	2	2	2	1					2	1	1	24	2	2	77
Tipulidae			1	13				14					5		1	1			35
Tabanidae	1											1		1					3
Simuliidae				29															29
Chironominae 1	169	111	141	1258	334	77	7	1	30	61	242	146	86	14	55	44	17	23	2816
Chironominae 2	2	1	1	58	20	11	23	5	8	19	21	4	6	5	12	6	1	1	204
Orthoclaadiinae	65	13	52	98	131	23	13	10	28	4	63	6	19	1	8	248	102	151	1035
Tanypodinae	102	69	84	47	63	31			8	68	219	34	29	15	31			2	802
Psychodidae							4	1	1										6
Sarcophagidae					2											2			4
Thaumaleidae						1													1
Stratiomyidae												1							1
Orthorrhaphus		1	14		3	1				2					1				22
DECAPODA																			
<i>Trichodactylus</i>									1										1
<i>Valdivia</i>				1						1					3		2		7
<i>Macrobrachium</i>	7	1			3	1								1					13
ACARI																			
Hidracarina	2					3				2			1						8
MOLLUSCA																			
Pomacea	2	1	1	2	5	4													15
Sphaeriidae	1												2	16					19
OLIGOCHAETA			1			1		4		2			2		1		2		13
HIRUDINEA	1			2	8	2					1	2		4			1	2	23
Riqueza	48	29	35	65	54	67	27	29	37	32	36	33	39	34	29	13	13	9	136
Abundancia(n° indiv.)	436	262	406	2590	884	824	256	466	346	264	736	271	957	560	432	330	135	182	10337

Anexo 10. Composición y abundancia de macroinvertebrados acuáticos por estaciones de muestreo y submuestras (Época húmeda).

	C1			C2			C3			E1			E2			E3			Total
Orden/Género	PGI	PGII	PGIII	FCI	FCII	FC3	BQ1	BQ2	BQ3	P1	P2	P3	SR1	SR2	SR3	LP1	LP2	LP3	
EPHEMEROPTERA																			
<i>Americabaetis</i>				1	1	36	13	51	20	3	2		2	143	1				273
<i>Aturbina</i>			2											3	1				6
<i>Baetodes</i>								1											1
<i>Callibaetis</i>		1	2												1	2		1	7
<i>Camelobaetidium</i>						5													5
<i>Guajirulus</i>				11		123	2	1		1									138
<i>Paracloeodes</i>			1	26	4	4								2					37
<i>Waltzohyphus</i>				26	9	3				54	10	2							104
<i>Zelus</i>	1			23	23	5	2	4	1	16	12	7	5	17	1				117
<i>Caenis</i>	1	2	1		4							2			1				11
<i>Leptohyphes</i>				14	4	97	54	50	8	26			9	54					316
<i>Tricorythodes</i>				8	20	5	64	33		16			2	24					172
<i>Tricorythopsis</i>					6	9													15
<i>Farrades</i>			2	53	28	54	67	70	2	62	11	3	14	37	2				405
<i>Hydrosmilodon</i>						14													14
<i>Miroculis</i>	45	5	28		19					3	10	12			11	1		1	135
<i>Terpides</i>				1			10	11	8				4	138	5				177
<i>Tikuna</i>															1				1
<i>Ulmeritoides</i>			1									1							2
<i>Nachlania</i>				1		5													6
<i>Campylocia</i>					1							5	1						7
<i>Asthenopus</i>					1														1
<i>Campsurus</i>		2			5					3	3	14	2						29
TRICHOPTERA																			
<i>Cirnellus</i>	1		6								4	2							13
<i>Policentropus</i>	38	4	6		4							4							56
<i>Polypsectropus</i>				1						2				1					4
<i>Nectopsiche</i>				16	11	16	10	13	3	3	6		97	11	3				189
<i>Oecetis</i>				10		15				1		2							28
<i>Triplectides</i>	1																		1
<i>Metrichia</i>					5	1													6
<i>Neotrichia</i>			1	5	3	8				7	1								25
<i>Blepharopus</i>					1														1
<i>Leptonema</i>				3		53	2						6						64
<i>Macronema</i>		1	1		2	1				13	9	21							48
<i>Smicridea</i>				26	15	79	4			19	2		9						154

	C1			C2			C3			E1			E2			E3			
Orden/Género	PGI	PGII	PGIII	FCI	FCII	FC3	BQ1	BQ2	BQ3	P1	P2	P3	SR1	SR2	SR3	LP1	LP2	LP3	Total
<i>Helicopsyche</i>				14		2													16
<i>Phylloicus</i>				1	6														7
<i>Marilia</i>					39														39
PLECOPTERA																			
<i>Anacroneuria</i>				2	5	16	21	12	11	4			18	11	1				101
ODONATA																			
<i>Argia</i>					2					6		4		1	1				14
<i>Enallagma</i>	2	1	4													1			8
<i>Perilestes</i>							1		1			1	5	1	1				10
<i>Hetaerina</i>				3	2	2									1				8
<i>Epipleoneura</i>			2		1						17	21							41
Megapogronidae				3	6	2			1	1		2	5		2				22
<i>Agriogomphus</i>												5							5
<i>Phyllogomphoides</i>					6								1		2				9
<i>Progomphus</i>									10										10
<i>Brachymesia</i>																1			1
<i>Elasmothermis</i>				5		3					1		1						10
<i>Elga</i>	1	2		1	1						4	4							13
<i>Libellula</i>							1			1	1		6	2					11
<i>Macrothemis</i>							1	1					4						6
COLEOPTERA																			
<i>Austrolimnius</i>					24			1					1						26
<i>Cylloepus</i>				2		1													3
Elmidae 1					1	1													2
Elmidae 2				18	10	8													36
Elmidae 3													2						2
Genero X	1			38	59	47													145
<i>Gyrelmis</i>					1														1
<i>Heterelmis</i>		1		4	16	44	34	44	21	66	13	15	16	15	3			1	293
<i>Hexacylloepus</i>		1	1		14	6				19		8				52	114	28	243
<i>Macrelmis</i>				10	22	40				5	1		3						81
<i>Microcylloepus</i>						1							1						2
<i>Neoelmis</i>				2	35	4	5	1	1			1	8						57
<i>Neolimnius</i>				4	2	3													9
<i>Phanocerus</i>				12	6	16	1	2			2		1						40
<i>Stegoelmis</i>				2	49	6	2	2	1	8	3	10	1						84
<i>Stenelmoides</i>					5														5
<i>Xenelmis</i>				63	35	38					3								139
<i>Anodocheilus</i>												1				2			3
<i>Derovatellus</i>	3				4	1					4	8							20

	C1			C2			C3			E1			E2			E3			
Orden/ Género	PGI	PGII	PGIII	FCI	FCII	FC3	BQ1	BQ2	BQ3	P1	P2	P3	SR1	SR2	SR3	LP1	LP2	LP3	Total
<i>Laccodytes</i>																3	3		6
<i>Laccophilus</i>	1		2			1					2								6
<i>Leuronectes</i>				1	1			1		1	1								5
<i>Liodessus</i>	1																		1
<i>Dryops</i>								4											4
<i>Hydraena</i>							1	1					2		1				5
<i>Anacaena</i>										1									1
<i>Derallus</i>													1						1
<i>Enochrus</i>									1	1									2
<i>Phaenotun</i>	1		1																2
<i>Stenus</i>								4											4
Lampyridae																	2		2
<i>Anchytarsus</i>	5		1	6	12	105	1	7	1	66	4	4	20					1	233
Scirtidae	8			9	3	47	1		1	2	2	5							78
<i>Lutrochus</i>											2								2
<i>Psephenus</i>								1											1
Curculionidae								1					1				1	1	4
<i>Gyretes</i>										3		2							5
<i>Corydalus</i>					1	8							1						10
HEMIPTERA																			
<i>Mesovelgia</i>	1		1											1					3
<i>Microvelia</i>		2			1														3
<i>Rhagovelia</i>							1												1
<i>Stridulivelia</i>								1		1	4								6
<i>Ranatra</i>														1					1
<i>Tenagobia</i>			1											1		1			3
<i>Neogerris</i>		1																	1
<i>Rheumatobates</i>			1																1
<i>Ambrysus</i>					1		1	4		2				3					11
<i>Buenoa</i>												1							1
<i>Martarega</i>												1							1
<i>Paratreple</i>										1									1
LEPIDOPTERA																			
Cosmopterigidae												1							1
Crambidae				3	14	1		1		18	5		3						45
BLATODEA																			
Blaberidae		1	2					4	2	1	9		1						20
COLLEMBOLA																			
				1			1	4					1			1		1	9

	C1			C2			C3			E1			E2			E3			Total
Orden/Género	PGI	PGII	PGIII	FCI	FCII	FC3	BQ1	BQ2	BQ3	P1	P2	P3	SR1	SR2	SR3	LP1	LP2	LP3	
DIPTERA																			
Ceratopogoninae	14	7	3		26	4	4	16	7	39	4	21	18	6	2	3	6	5	185
<i>Forcipomya</i>								4					1						5
Culicidae	6	1	21					1				1							30
Dixidae	2		1					1											4
Ceratopogoninae	14	7	3		26	4	4	16	7	39	4	21	18	6	2	3	6	5	185
<i>Forcipomya</i>								4					1						5
Culicidae	6	1	21					1				1							30
Dixidae	2		1					1											4
Empididae				1	4	3	3	1		5	1		3		1				22
Tipulidae		2			2		6	18	4	2		2	15		2	2	2	1	58
Tabanidae								1					1						2
Simuliidae				2		130	9	1	2	30	1		8						183
Chironominae 1	223	184	201	79	203	297	125	133	102	258	130	245	59	910	74	2	7	14	3246
Chironominae 2	9		4	10	44	15	1	1		31	9	6	5		1		1		137
Orthoclaadiinae	17	12	24	1	5	54	23	45	36	60	5	13	20	6	4	2	1	2	330
Tanypodinae	106	8	72	35	47	30	26	38	12	114	66	143	8	78	20	6	7	11	827
Psychodidae								1						1					2
Sarcophagidae							1												1
Stratiomyidae												1					1		2
Ephydriidae								1											1
DECAPODA																			
<i>Macrobrachium</i>		1	3		1								1						6
MOLLUSCA																			
<i>Pomacea</i>			1									1							2
Planorbidae																	1		1
Sphaeriidae												5					2		7
Ancylidae										1		2							3
OLIGOCHAETA	4	4			14		1	4	1	29		8	5		1		8		79
HIRUDINEA	7	3	7	1		1					1	2					1		23
ACARI																			
Hidracarina	2		1	1	1			2		1	4	1		2					15
Riqueza	35	27	38	52	65	55	41	51	28	52	42	49	54	29	30	19	21	16	138
Abundancia(n° indiv.)	523	254	430	559	923	1474	503	620	264	1045	373	642	417	1475	146	79	166	72	9965

Anexo 11 Prueba Estadística de Wilcoxon-Mann-Whitney

	Riqueza	Abundancia	Diversidad	Equidad
U de Mann-Whitney	155,500	160,000	142,000	127,000
W de Wilcoxon	326,500	331,000	313,000	298,000
Z	-,206	-,063	-,633	-1,107
Sig. asintót. (bilateral)	,837	,950	,527	,268

Anexo 12. Prueba Estadística de Kruskal - Wallis.

Época Seca.

	Riqueza	Abundancia	Diversidad	Equidad
Chi-cuadrado	12,356	11,199	10,514	8,181
gl	5	5	5	5
Sig. asintót.	,030	,048	,062	,147

Época Húmeda

	Riqueza	Abundancia	Diversidad	Equidad
Chi-cuadrado	13,347	9,585	13,304	11,082
gl	5	5	5	5
Sig. asintót.	,020	,088	,021	,050

Anexo 13. Análisis SIMPER

C1
Disimilaridad promedio: 64.71

Taxa	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
Chironominae	171.5	39.4	60.89	60.89
Tanypodinae	73.5	13.55	20.95	81.84
Orthoclaadiinae	30.5	4.6	7.11	88.95
Ceratopogoninae	7.83	1.42	2.19	91.14

C2
Disimilaridad promedio: 40.20

Taxa	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	374.67	12.39	30.83	30.83
Tanypodinae	42.17	3.22	8.01	38.84
<i>Farrodes</i>	33.67	1.99	4.95	43.79
<i>Macrelmis</i>	41.17	1.78	4.42	48.21
Genero X	28.83	1.46	3.63	51.84
Orthoclaadiinae	52	1.43	3.55	55.39
Chironominae 2	26.33	1.28	3.19	58.58
<i>Leptohyphes</i>	44.67	1.15	2.85	61.43
<i>Xenelmis</i>	25.17	1.1	2.74	64.18
<i>Phanocerus</i>	18.83	1.08	2.69	66.87
<i>Stegoelmis</i>	35.67	1.05	2.61	69.48
<i>Anchytarsus</i>	37.17	0.99	2.46	71.94
<i>Smicridea</i>	45.5	0.91	2.26	74.2
<i>Tricorythodes</i>	13.17	0.84	2.09	76.29
<i>Paracloeodes</i>	17	0.84	2.09	78.38
<i>Anacroneuria</i>	38.33	0.75	1.87	80.25
<i>Oecetis</i>	14.17	0.75	1.87	82.12
<i>Heterelmis</i>	19.83	0.68	1.69	83.81
<i>Neotrichia</i>	11.17	0.59	1.47	85.28
Scirtidae	16.17	0.51	1.26	86.55
<i>Nectopsiche</i>	8.67	0.48	1.19	87.73
<i>Ceratopogoninae</i>	13.33	0.47	1.16	88.89
<i>Zelus</i>	9.33	0.39	0.98	89.87
<i>Helicopsyche</i>	7.33	0.34	0.84	90.71

C3
Disimilaridad promedio : 37.56

Taxa	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
Chironominae	66.33	7.19	19.13	19.13
<i>Heterelmis</i>	77.5	7.11	18.93	38.07
Orthoclaadiinae	25.83	4.55	12.12	50.18
<i>Anacroneuria</i>	18.67	3.5	9.31	59.49
<i>Leptohyphes</i>	26	2.93	7.8	67.29
<i>Farrodes</i>	27.17	1.9	5.05	72.35
Ceratopogoninae	8.67	1.72	4.57	76.92
Tanypodinae	14	1.15	3.05	79.97
<i>Americabaetis</i>	14.83	0.97	2.58	82.55
<i>Terpides</i>	9.5	0.9	2.38	84.94
<i>Tricorythodes</i>	18	0.74	1.97	86.91
<i>Leptonema</i>	11.67	0.74	1.97	88.88
Tipulidae	7	0.54	1.43	90.31

E1
Disimilaridad promedio: 50.08

Taxa	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	180.33	24.35	48.63	48.63
Tanypodinae	107.33	12.45	24.85	73.48
Ceratopogoninae	18.5	1.87	3.73	77.21
Chironominae 2	15	1.62	3.23	80.44
Orthoclaadiinae	25.17	1.55	3.09	83.52
<i>Epipleoneura</i>	9.17	1.04	2.08	85.6
<i>Hexacylloepus</i>	8.67	1.04	2.07	87.67
<i>Miroculis</i>	7.83	0.57	1.14	88.81
<i>Caenis</i>	11.33	0.54	1.07	89.88
<i>Heterelmis</i>	16	0.51	1.03	90.91

E2
Disimilaridad promedio: 32.65

Taxa	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
<i>Nectopsiche</i>	172.33	11.1	34	34
Chironominae 1	199.67	8.37	25.63	59.63
Tanypodinae	30.17	2.81	8.62	68.25
<i>Heterelmis</i>	19.83	1.97	6.02	74.27
<i>Anacroneuria</i>	22.67	1.94	5.94	80.22
Ceratopogoninae	17.17	1.05	3.23	83.45
Orthocladiinae	9.67	0.84	2.59	86.03
<i>Leptohyphes</i>	18.17	0.51	1.58	87.61
Chironominae 2	4.83	0.45	1.37	88.98
<i>Leptonema</i>	10.17	0.39	1.18	90.16

E3
Disimilaridad promedio : 30.10

Taxa	Av.Abund	Av.Sim	Contrib%	Cum.%
Orthocladiinae	84.33	12.16	40.41	40.41
<i>Hexacylloepus</i>	32.33	7.19	23.9	64.31
Chironominae 1	17.83	5.73	19.04	83.36
Ceratopogoninae	3.5	1.83	6.09	89.45
Tanypodinae	4.33	1.6	5.31	94.76

C1-C2
Disimilaridad promedio = 69.22

	C1	C2		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	171.5	374.67	18.65	18.65
Tanypodinae	73.5	42.17	4.45	23.1
Orthocladiinae	30.5	52	4.41	27.51
<i>Stegoelmis</i>	1	35.67	3.69	31.2
<i>Macrelmis</i>	0.33	41.17	3.67	34.87
<i>Farrodes</i>	0.83	33.67	3.44	38.31
<i>Smicridea</i>	0	45.5	3.28	41.58
<i>Leptohyphes</i>	0	44.67	3.26	44.84
Genero X	0.33	28.83	3.15	47.99

<i>Xenelmis</i>	0	25.17	3.07	51.06
<i>Anchytarsus</i>	1	37.17	2.68	53.74
<i>Anacroneuria</i>	0	38.33	2.58	56.32
<i>Paracloeodes</i>	0.17	17	2.13	58.45
<i>Guajirolus</i>	0	25.83	2.11	60.57
Chironominae 2	2.83	26.33	2.09	62.66
Simuliidae	0	26.83	1.99	64.65
<i>Phanocerus</i>	0.33	18.83	1.82	66.47
<i>Tricorythodes</i>	0	13.17	1.55	68.02
<i>Heterelmis</i>	0.33	19.83	1.52	69.54
<i>Hexacylloepus</i>	7.5	13	1.5	71.04
Scirtidae	2.33	16.17	1.5	72.54
<i>Tricorythopsis</i>	0	12.83	1.47	74.01
<i>Miroculis</i>	14.17	4	1.44	75.45
<i>Oecetis</i>	1	14.17	1.36	76.81
<i>Zelus</i>	0.17	9.33	1.19	78
<i>Leptonema</i>	0	15.67	1.11	79.11
<i>Neotrichia</i>	0.17	11.17	1.03	80.14
<i>Nectopsiche</i>	0.67	8.67	0.98	81.12
Ceratopogoninae	7.83	13.33	0.96	82.08
<i>Waltzohyphus</i>	0	7.33	0.95	83.03
<i>Helicopsyche</i>	0	7.33	0.87	83.9
Elmidae 2	0	6.83	0.86	84.77
<i>Derovatellus</i>	8.17	1.33	0.82	85.59
<i>Neelmis</i>	0	7.67	0.81	86.4
<i>Americabaetis</i>	0	9	0.8	87.2
<i>Policentropus</i>	9.33	1.83	0.77	87.97
<i>Marilia</i>	0	6.5	0.74	88.72
Culicidae	6.33	0	0.64	89.36
<i>Austrolimnius</i>	0	4.67	0.54	89.89
Empididae	0	8.33	0.53	90.42

C1-C3
Disimilaridad promedio = 72.10

	C1	C3		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	171.5	66.33	20.33	20.33
<i>Heterelmis</i>	0.33	77.5	13.39	33.72
Tanypodinae	73.5	14	11.29	45
<i>Leptohyphes</i>	0	26	4.46	49.47
<i>Farrodes</i>	0.83	27.17	4.28	53.75
Orthoclaadiinae	30.5	25.83	3.53	57.28
<i>Anacroneuria</i>	0	18.67	3.49	60.77
<i>Smicridea</i>	0	15.33	3.34	64.11
<i>Tricorythodes</i>	0	18	2.88	66.99
<i>Americabaetis</i>	0	14.83	2.49	69.48
<i>Miroculis</i>	14.17	0	2.39	71.87
<i>Leptonema</i>	0	11.67	2.21	74.08
<i>Terpides</i>	0.5	9.5	1.75	75.83
<i>Policentropus</i>	9.33	0	1.58	77.41
<i>Derovatellus</i>	8.17	0	1.46	78.87
<i>Hexacylloepus</i>	7.5	0.5	1.42	80.28
Chironominae 2	2.83	6.33	1.26	81.54
Tipulidae.	0.5	7	1.11	82.65
Culicidae	6.33	0.33	1.08	83.73
Ceratopogoninae	7.83	8.67	0.77	84.5
<i>Phanocerus</i>	0.33	4.33	0.76	85.26
<i>Nectopsiche</i>	0.67	4.83	0.72	85.98
<i>Rhagovelia</i>	0	3.33	0.67	86.65
<i>Perilestes</i>	0	2.67	0.54	87.19
Hirudinea	3	0	0.53	87.72
<i>Forcipomya</i>	0.17	3	0.5	88.22
Crambidae	0.83	2	0.46	88.68
Orthorrhapha	2.5	0	0.45	89.13
<i>Progomphus</i>	0	1.83	0.41	89.54
Scirtidae	2.33	0.33	0.41	89.95
<i>Enallagma</i>	2.17	0	0.38	90.33

C2-C3
Disimilaridad promedio = 73.78

	C2	C3		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	374.67	66.33	21.41	21.41
<i>Heterelmis</i>	19.83	77.5	6.22	27.63
Orthocladinae	52	25.83	3.92	31.55
<i>Smicridea</i>	45.5	15.33	3.44	35
<i>Macrelmis</i>	41.17	0	3.43	38.42
<i>Stegoelmis</i>	35.67	1	3.41	41.84
<i>Leptohyphes</i>	44.67	26	3.14	44.98
<i>Farrodes</i>	33.67	27.17	2.96	47.94
Genero X	28.83	0	2.94	50.88
Tanypodinae	42.17	14	2.9	53.78
<i>Xenelmis</i>	25.17	0	2.84	56.62
<i>Anchytarsus</i>	37.17	1.83	2.42	59.04
<i>Anacroneuria</i>	38.33	18.67	2.16	61.19
<i>Paracloeodes</i>	17	0	1.98	63.18
<i>Guajrolus</i>	25.83	0.5	1.95	65.13
Simuliidae	26.83	2	1.92	67.04
Tricorythodes	13.17	18	1.9	68.94
Chironominae 2	26.33	6.33	1.8	70.74
<i>Leptonema</i>	15.67	11.67	1.58	72.31
<i>Americabaetis</i>	9	14.83	1.46	73.77
Scirtidae	16.17	0.33	1.45	75.22
<i>Phanocerus</i>	18.83	4.33	1.36	76.59
<i>Tricorythopsis</i>	12.83	0	1.36	77.95
<i>Oecetis</i>	14.17	0	1.32	79.27
<i>Hexacylloepus</i>	13	0.5	1.26	80.53
<i>Zelus</i>	9.33	1.67	1.01	81.54
<i>Terpides</i>	0.17	9.5	0.92	82.47
<i>Neotrichia</i>	11.17	0.5	0.91	83.38
<i>Waltzohyphius</i>	7.33	0	0.88	84.26
Ceratopogoninae	13.33	8.67	0.87	85.13
<i>Helicopsyche</i>	7.33	0	0.8	85.93
Elmidae 2	6.83	0	0.8	86.73
<i>Nectopsiche</i>	8.67	4.83	0.77	87.5
<i>Neoelmis</i>	7.67	2	0.74	88.23
<i>Marilia</i>	6.5	0	0.69	88.92
Tipulidae	2.5	7	0.63	89.55
<i>Austrolimnius</i>	4.67	0.17	0.5	90.05

C1-E1
Disimilaridad promedio = 45.37

	C1	E1		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	171.5	180.33	18.41	18.41
Tanypodinae	73.5	107.33	14.28	32.69
Orthoclaadiinae	30.5	25.17	6.62	39.31
<i>Miroculis</i>	14.17	7.83	3.47	42.78
Ceratopogoninae	7.83	18.5	3.13	45.92
<i>Heterelmis</i>	0.33	16	3.01	48.93
Chironominae 2	2.83	15	2.99	51.91
<i>Caenis</i>	1.5	11.33	2.74	54.66
<i>Hexacylloepus</i>	7.5	8.67	2.4	57.06
<i>Epipleoneura</i>	0.67	9.17	2.4	59.46
<i>Policentropus</i>	9.33	5.67	2.38	61.84
<i>Farrodes</i>	0.83	12.67	2.35	64.19
<i>Anchytarsus</i>	1	12.33	2.17	66.35
<i>Derovatellus</i>	8.17	2.33	2.11	68.47
<i>Waltzohyphius</i>	0	11	2.02	70.48
<i>Macronema</i>	1.67	7.67	1.62	72.11
Culicidae	6.33	0.33	1.54	73.64
<i>Zelus</i>	0.17	6.33	1.38	75.03
Oligochaeta	1.5	6.5	1.3	76.33
<i>Helicopsyche</i>	0	4.17	1.08	77.41
<i>Campylocia</i>	0.67	3.67	1.04	78.45
Simuliidae	0	5.17	0.85	79.3
Dixidae	0.5	3.33	0.85	80.15
Crambidae	0.83	3.83	0.83	80.98
<i>Campsurus</i>	0.67	3.67	0.81	81.79
<i>Stegoelmis</i>	1	3.83	0.78	82.57
<i>Enallagma</i>	2.17	2.83	0.77	83.34
Scirtidae	2.33	2.17	0.73	84.07
Hirudinea	3	1	0.7	84.77
<i>Leptohyphes</i>	0	4.33	0.69	85.46
Orthorrhapha	2.5	0.33	0.67	86.13
<i>Smicridea</i>	0	3.5	0.61	86.74
Blaberidae	0.5	1.67	0.54	87.28
<i>Argia</i>	0.17	2.5	0.54	87.83
<i>Macrobrachium</i>	2	0	0.51	88.34
<i>Nectopsiche</i>	0.67	2	0.49	88.83
<i>Elga</i>	0.5	1.67	0.45	89.28
<i>Cimellus</i>	1.17	1	0.45	89.73

C2-E1
Disimilaridad promedio = 66.41

	C2	E1		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	374.67	180.33	18.75	18.75
Tanypodinae	42.17	107.33	6.11	24.87
Orthocladiinae	52	25.17	4.25	29.11
<i>Macrelmis</i>	41.17	1.5	3.41	32.52
<i>Stegoelmis</i>	35.67	3.83	3.37	35.89
<i>Leptohyphes</i>	44.67	4.33	3.11	39
<i>Smicridea</i>	45.5	3.5	3.08	42.08
<i>Farrodes</i>	33.67	12.67	3.08	45.15
Genero X	28.83	0	3	48.16
<i>Xenelmis</i>	25.17	0.5	2.84	51
<i>Anchytarsus</i>	37.17	12.33	2.82	53.82
<i>Anacroneuria</i>	38.33	0.67	2.47	56.28
Simuliidae	26.83	5.17	2.12	58.4
<i>Guajirolus</i>	25.83	0.17	2.03	60.43
<i>Paracloeodes</i>	17	0	2.02	62.45
<i>Heterelmis</i>	19.83	16	1.78	64.23
<i>Phanocerus</i>	18.83	0.33	1.73	65.96
Chironominae 2.	26.33	15	1.5	67.46
Scirtidae	16.17	2.17	1.39	68.86
<i>Tricorythopsis</i>	12.83	0	1.39	70.25
<i>Tricorythodes</i>	13.17	2.67	1.38	71.63
Ceratopogoninae	13.33	18.5	1.35	72.98
<i>Waltzohyphius</i>	7.33	11	1.33	74.31
<i>Oecetis</i>	14.17	0.83	1.3	75.61
<i>Hexacylloepus</i>	13	8.67	1.25	76.86
<i>Caenis</i>	0.67	11.33	1.1	77.96
<i>Leptonema</i>	15.67	0	1.08	79.04
<i>Zelus</i>	9.33	6.33	1.05	80.09
<i>Epipleoneura</i>	0.33	9.17	0.92	81.01
<i>Neotrichia</i>	11.17	1.33	0.92	81.93
<i>Nectopsiche</i>	8.67	2	0.86	82.79
Elmidae 2	6.83	0	0.81	83.6
<i>Miroculis</i>	4	7.83	0.78	84.38
<i>Neoelmis</i>	7.67	0.33	0.76	85.14
<i>Americabaetis</i>	9	0.83	0.76	85.9
<i>Helicopsyche</i>	7.33	4.17	0.71	86.62
<i>Marilia</i>	6.5	0	0.7	87.32
<i>Oligochaeta</i>	2.5	6.5	0.65	87.97

C3-E1
Disimilaridad promedio = 72.67

	C3	E1		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	66.33	180.33	17.95	17.95
Tanypodinae	14	107.33	13.31	31.27
<i>Heterelmis</i>	77.5	16	10.77	42.04
<i>Farrodes</i>	27.17	12.67	3.98	46.01
<i>Leptohyphes</i>	26	4.33	3.79	49.81
Orthoclaadiinae	25.83	25.17	3.72	53.53
<i>Smicridea</i>	15.33	3.5	2.96	56.48
<i>Anacroneuria</i>	18.67	0.67	2.95	59.44
<i>Tricorythodes</i>	18	2.67	2.56	62
<i>Americabaetis</i>	14.83	0.83	2.13	64.13
<i>Leptonema</i>	11.67	0	1.91	66.04
Ceratopogoninae	8.67	18.5	1.88	67.92
Chironominae 2	6.33	15	1.79	69.71
<i>Caenis</i>	0	11.33	1.78	71.49
<i>Epipleoneura</i>	0	9.17	1.55	73.04
<i>Terpides</i>	9.5	0.67	1.5	74.54
<i>Anchytarsus</i>	1.83	12.33	1.37	75.92
<i>Waltzohyphius</i>	0	11	1.24	77.16
<i>Hexacylloepus</i>	0.5	8.67	1.21	78.37
<i>Miroculis</i>	0	7.83	1.11	79.48
<i>Macronema</i>	0	7.67	1.05	80.53
Tipulidae	7	0.67	0.97	81.5
<i>Policentropus</i>	0	5.67	0.88	82.37
<i>Zelus</i>	1.67	6.33	0.83	83.2
Oligochaeta	1.67	6.5	0.79	83.99
Simuliidae	2	5.17	0.73	84.71
<i>Helicopsyche</i>	0	4.17	0.66	85.38
<i>Phanocerus</i>	4.33	0.33	0.66	86.04
Crambidae	2	3.83	0.65	86.69
<i>Nectopsiche</i>	4.83	2	0.64	87.33
<i>Campylocia</i>	0	3.67	0.63	87.97
<i>Rhagovalia</i>	3.33	0	0.58	88.54
<i>Campsurus</i>	0	3.67	0.53	89.08
<i>Enallagma</i>	0	2.83	0.52	89.59
Dixidae	0.17	3.33	0.51	90.1

C1-E2
Disimilaridad promedio = 73.56

	C1	E2		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	171.5	199.67	25.11	25.11
<i>Nectopsiche</i>	0.67	172.33	22.94	48.05
Tanypodinae	73.5	30.17	8.22	56.27
Orthoclaadiinae	30.5	9.67	3.45	59.72
<i>Anacroneuria</i>	0	22.67	3.1	62.82
<i>Heterelmis</i>	0.33	19.83	2.6	65.42
<i>Macronema</i>	1.67	15.67	2.49	67.92
<i>Terpides</i>	0.5	24.5	2.04	69.95
<i>Miroculis</i>	14.17	3.67	1.99	71.95
<i>Americabaetis</i>	0	24.67	1.91	73.86
<i>Leptohyphes</i>	0	18.17	1.76	75.62
Ceratopogoninae	7.83	17.17	1.68	77.3
<i>Leptonema</i>	0	10.17	1.39	78.69
<i>Smicridea</i>	0	10.17	1.3	79.99
<i>Policentropus</i>	9.33	1.17	1.3	81.29
<i>Derovatellus</i>	8.17	0	1.23	82.52
<i>Hexacylloepus</i>	7.5	0	1.2	83.72
<i>Farrodes</i>	0.83	9	0.95	84.67
<i>Macrelmis</i>	0.33	7.33	0.95	85.62
Culicidae	6.33	0	0.92	86.54
<i>Anchytarsus</i>	1	4.83	0.8	87.34
Chironominae 2	2.83	4.83	0.65	87.99
Tipulidae	0.5	3.83	0.61	88.61
<i>Perilestes</i>	0	4.17	0.61	89.22
<i>Tricorythodes</i>	0	5.83	0.57	89.79
Hirudinea	3	0.67	0.45	90.23

C2-E2
Disimilaridad promedio = 75.02

	C2	E2		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	374.67	199.67	22.11	22.11
<i>Nectopsiche</i>	8.67	172.33	13.09	35.2
Orthocladiinae	52	9.67	3.47	38.67
<i>Stegoelmis</i>	35.67	0.5	3.01	41.68
<i>Leptohyphes</i>	44.67	18.17	2.67	44.35
<i>Smicridea</i>	45.5	10.17	2.62	46.97
<i>Macrelmis</i>	41.17	7.33	2.57	49.53
Genero X	28.83	0	2.56	52.09
<i>Farrodes</i>	33.67	9	2.46	54.55
<i>Xenelmis</i>	25.17	0	2.45	57
<i>Anacroneuria</i>	38.33	22.67	2.21	59.21
<i>Anchytarsus</i>	37.17	4.83	2.16	61.38
Tanypodinae	42.17	30.17	1.98	63.36
<i>Guajirolus</i>	25.83	0.67	1.73	65.08
<i>Americabaetis</i>	9	24.67	1.73	66.81
Simuliidae	26.83	1.33	1.71	68.52
<i>Paracloeodes</i>	17	0.33	1.7	70.22
Chironominae 2	26.33	4.83	1.53	71.75
<i>Phanocerus</i>	18.83	0.17	1.49	73.24
<i>Macronema</i>	2	15.67	1.45	74.69
<i>Terpides</i>	0.17	24.5	1.37	76.06
<i>Heterelmis</i>	19.83	19.83	1.3	77.36
Scirtidae	16.17	0	1.3	78.66
<i>Leptonema</i>	15.67	10.17	1.28	79.94
Ceratopogoninae	13.33	17.17	1.24	81.18
<i>Tricorythopsis</i>	12.83	0	1.18	82.36
<i>Oecetis</i>	14.17	0	1.15	83.52
<i>Hexacylloepus</i>	13	0	1.12	84.64
<i>Tricorythodes</i>	13.17	5.83	1.08	85.72
<i>Zelus</i>	9.33	4.17	0.89	86.6
<i>Neotrichia</i>	11.17	0.17	0.84	87.44
<i>Waltzohyphius</i>	7.33	0	0.75	88.19
<i>Helicopsyche</i>	7.33	0	0.69	88.89
<i>Neelmis</i>	7.67	1.5	0.69	89.58
Elmidae 2	6.83	0	0.69	90.26

C3-E2
Disimilaridad promedio = 71.67

	C3	E2		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
<i>Nectopsiche</i>	4.83	172.33	22.79	22.79
Chironominae 1	66.33	199.67	18.28	41.07
<i>Heterelmis</i>	77.5	19.83	9.08	50.15
<i>Farrodes</i>	27.17	9	3.65	53.8
<i>Leptohyphes</i>	26	18.17	3.54	57.34
<i>Americabaetis</i>	14.83	24.67	3.51	60.84
<i>Smicridea</i>	15.33	10.17	3.28	64.12
Tanypodinae	14	30.17	2.93	67.05
<i>Terpides</i>	9.5	24.5	2.89	69.95
Orthoclaadiinae	25.83	9.67	2.85	72.79
<i>Tricorythodes</i>	18	5.83	2.54	75.34
<i>Macronema</i>	0	15.67	2.32	77.66
<i>Anacroneuria</i>	18.67	22.67	2.29	79.95
<i>Leptonema</i>	11.67	10.17	2.16	82.11
Ceratopogoninae	8.67	17.17	1.63	83.74
Chironominae 2	6.33	4.83	1.1	84.84
Tipulidae	7	3.83	1.03	85.87
<i>Macrelmis</i>	0	7.33	0.97	86.84
<i>Anchytarsus</i>	1.83	4.83	0.82	87.66
<i>Miroculis</i>	0	3.67	0.78	88.44
<i>Perilestes</i>	2.67	4.17	0.76	89.2
<i>Phanocerus</i>	4.33	0.17	0.65	89.85
<i>Rhagovelia</i>	3.33	0	0.57	90.42

E1-E2
Disimilaridad promedio = 72.63

	E1	E2		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	180.33	199.67	22.2	22.2
<i>Nectopsiche</i>	2	172.33	20.57	42.77
Tanypodinae	107.33	30.17	10.12	52.88
<i>Anacroneuria</i>	0.67	22.67	2.75	55.63
<i>Macronema</i>	7.67	15.67	2.68	58.32
<i>Heterelmis</i>	16	19.83	2.41	60.72
Orthoclaadiinae	25.17	9.67	2.37	63.09

Ceratopogoninae	18.5	17.17	2.15	65.24
<i>Terpides</i>	0.67	24.5	1.89	67.12
<i>Americabaetis</i>	0.83	24.67	1.79	68.92
<i>Leptohyphes</i>	4.33	18.17	1.76	70.67
<i>Farrodes</i>	12.67	9	1.69	72.36
<i>Anchytarsus</i>	12.33	4.83	1.55	73.91
<i>Caenis</i>	11.33	1.67	1.52	75.43
Chironominae 2	15	4.83	1.4	76.84
<i>Epipleoneura</i>	9.17	0.5	1.28	78.12
<i>Smicridea</i>	3.5	10.17	1.27	79.39
<i>Leptonema</i>	0	10.17	1.25	80.64
<i>Hexacylloepus</i>	8.67	0	1.1	81.74
<i>Waltzohyphius</i>	11	0	1.09	82.83
<i>Miroculis</i>	7.83	3.67	0.92	83.76
<i>Macrelmis</i>	1.5	7.33	0.83	84.59
<i>Zelus</i>	6.33	4.17	0.79	85.38
<i>Policentropus</i>	5.67	1.17	0.77	86.15
Oligochaeta	6.5	1.5	0.7	86.84
<i>Tricorythodes</i>	2.67	5.83	0.65	87.5
Simuliidae	5.17	1.33	0.62	88.12
<i>Helicopsyche</i>	4.17	0	0.57	88.7
Crambidae	3.83	3	0.57	89.26
Tipulidae	0.67	3.83	0.56	89.82
<i>Campylocia</i>	3.67	0.33	0.54	90.36

C1-E3

Disimilaridad promedio = 82.02

	C1	E3		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	171.5	17.83	36.84	36.84
Orthoclaadiinae	30.5	84.33	17.62	54.46
Tanypodinae	73.5	4.33	15.44	69.9
<i>Hexacylloepus</i>	7.5	32.33	8.07	77.97
<i>Miroculis</i>	14.17	0.33	2.92	80.89
<i>Policentropus</i>	9.33	0.33	1.87	82.76
<i>Derovatellus</i>	8.17	0	1.84	84.6
Culicidae	6.33	0	1.36	85.97
Ceratopogoninae	7.83	3.5	1.17	87.14
Empididae	0	4.67	0.86	88
Hirudinea	3	0.67	0.64	88.64
Oligochaeta	1.5	1.67	0.58	89.22

C2-E3
Disimilaridad promedio = 90.15

	C2	E3		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	374.67	17.83	23.29	23.29
Orthocladiinae	52	84.33	7.88	31.18
Tanypodinae	42.17	4.33	3.67	34.84
<i>Stegoelmis</i>	35.67	0	3.51	38.36
<i>Macrelmis</i>	41.17	0	3.37	41.73
<i>Hexacylloepus</i>	13	32.33	3.36	45.08
<i>Farrodes</i>	33.67	0	3.31	48.39
Genero X	28.83	0	2.98	51.37
<i>Xenelmis</i>	25.17	0	2.94	54.31
<i>Smicridea</i>	45.5	0	2.91	57.22
<i>Leptohyphes</i>	44.67	0	2.88	60.1
<i>Anchytarsus</i>	37.17	0.17	2.43	62.53
<i>Anacroneuria</i>	38.33	0	2.26	64.8
<i>Paracloeodes</i>	17	0	2.05	66.85
Chironominae 2	26.33	1.5	2.03	68.88
<i>Guajrolus</i>	25.83	0	1.88	70.76
Simuliidae	26.83	0	1.73	72.49
<i>Phanocerus</i>	18.83	0	1.72	74.2
Scirtidae	16.17	0	1.47	75.67
<i>Tricorythodes</i>	13.17	0	1.46	77.13
<i>Tricorythopsis</i>	12.83	0	1.37	78.5
<i>Heterelmis</i>	19.83	0.17	1.37	79.87
<i>Oecetis</i>	14.17	0	1.32	81.19
<i>Zelus</i>	9.33	0	1.15	82.35
<i>Nectopsiche</i>	8.67	0	0.96	83.31
<i>Leptonema</i>	15.67	0.33	0.96	84.28
<i>Neotrichia</i>	11.17	0	0.96	85.23
Ceratopogoninae	13.33	3.5	0.93	86.16
<i>Waltzohyphius</i>	7.33	0	0.92	87.08
Elmidae 2	6.83	0	0.83	87.92
<i>Helicopsyche</i>	7.33	0	0.83	88.75
<i>Neoelmis</i>	7.67	0	0.75	89.49
<i>Americabaetis</i>	9	0	0.72	90.21

C3-E3
Disimilaridad promedio = 86.94

	C3	E3		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Orthoclaadiinae	25.83	84.33	16.24	16.24
<i>Heterelmis</i>	77.5	0.17	15.45	31.69
Chironominae 1	66.33	17.83	12.06	43.75
<i>Hexacylloepus</i>	0.5	32.33	7.62	51.37
<i>Leptohyphes</i>	26	0	5.14	56.51
<i>Farrodes</i>	27.17	0	4.92	61.43
<i>Smicridea</i>	15.33	0	4.23	65.66
<i>Anacroneuria</i>	18.67	0	4.16	69.82
<i>Tricorythodes</i>	18	0	3.2	73.02
<i>Americabaetis</i>	14.83	0	2.86	75.88
<i>Leptonema</i>	11.67	0.33	2.62	78.5
Tanypodinae	14	4.33	2.39	80.89
<i>Terpides</i>	9.5	0	2.12	83.01
Chironominae 2	6.33	1.5	1.57	84.58
Tipulidae	7	1	1.22	85.81
Ceratopogoninae	8.67	3.5	1.09	86.9
<i>Phanocerus</i>	4.33	0	0.94	87.84
<i>Nectopsiche</i>	4.83	0	0.88	88.72
Empididae	1.17	4.67	0.84	89.56
<i>Rhagovelia</i>	3.33	0	0.82	90.38

E1-E3
Disimilaridad promedio = 86.20

	E1	E3		
Taxa	Av.Abund	Av.Abund	Contrib%	Cum.%
Chironominae 1	180.33	17.83	27.18	27.18
Tanypodinae	107.33	4.33	16.65	43.83
Orthoclaadiinae	25.17	84.33	14.04	57.87
<i>Hexacylloepus</i>	8.67	32.33	6.5	64.37
Ceratopogoninae	18.5	3.5	2.43	66.79
Chironominae 2	15	1.5	2.34	69.13
<i>Caenis</i>	11.33	0	2.13	71.26
<i>Heterelmis</i>	16	0.17	2.02	73.28
<i>Epipleoneura</i>	9.17	0	1.87	75.14
<i>Farrodes</i>	12.67	0	1.52	76.67

<i>Anchytarsus</i>	12.33	0.17	1.36	78.03
<i>Waltzohyphius</i>	11	0	1.33	79.35
<i>Miroculis</i>	7.83	0.33	1.22	80.57
<i>Macronema</i>	7.67	0	1.17	81.75
<i>Policentropus</i>	5.67	0.33	1.02	82.77
<i>Zelus</i>	6.33	0	0.96	83.73
Oligochaeta	6.5	1.67	0.9	84.63
<i>Helicopsyche</i>	4.17	0	0.8	85.43
<i>Campylocia</i>	3.67	0	0.78	86.21
Empididae	1	4.67	0.75	86.96
<i>Enallagma</i>	2.83	0.17	0.64	87.6
<i>Campsurus</i>	3.67	0	0.61	88.21
Stegoelmis	3.83	0	0.59	88.8
Dixidae	3.33	0	0.59	89.39
Simuliidae	5.17	0	0.54	89.93
Crambidae	3.83	0	0.49	90.42

E2-E3

Disimilaridad promedio = 89.36

Taxa	E2	E3	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund		
<i>Nectopsyche</i>	172.33	0	24.61	24.61
Chironominae 1	199.67	17.83	18.28	42.9
Orthoclaudiinae	9.67	84.33	13.17	56.07
<i>Hexacylloepus</i>	0	32.33	6.39	62.45
Tanypodinae	30.17	4.33	3.52	65.97
<i>Anacroneuria</i>	22.67	0	3.35	69.32
<i>Heterelmis</i>	19.83	0.17	2.86	72.18
<i>Macronema</i>	15.67	0	2.47	74.66
<i>Terpides</i>	24.5	0	2.05	76.71
Ceratopogoninae	17.17	3.5	1.91	78.62
<i>Americabaetis</i>	24.67	0	1.83	80.44
<i>Leptohyphes</i>	18.17	0	1.76	82.21
<i>Leptonema</i>	10.17	0.33	1.5	83.71
<i>Smicridea</i>	10.17	0	1.38	85.09
<i>Farrodes</i>	9	0	1.07	86.16
<i>Macrelmis</i>	7.33	0	1.02	87.18
<i>Miroculis</i>	3.67	0.33	1.01	88.19
<i>Anchytarsus</i>	4.83	0.17	0.87	89.07
Chironominae 2	4.83	1.5	0.74	89.81

Anexo 14. Correlaciones de parámetros bióticos y abióticos. *Correlaciones significativas en negrita.

	OD	conductividad	salinidad	STD
Riqueza	.806	-.666	-.629	-.836
Abundancia	.688	-.597	-.608	-.736
Equidad 'Pielou	.763	-.352	-.300	-.525
H'	.814	-.550	-.509	-.715
EPTC	.762	-.674	-.663	-.820
ELPT	.692	-.650	-.662	-.769
H' EPT	.735	-.737	-.688	-.857
%EPT	.735	-.486	-.513	-.708
Riqueza EPT	.744	-.623	-.627	-.787
BMWP/Col.	.864	-.565	-.533	-.805

Anexo 15. Algunos taxa encontradas en la zona de estudio

COLEOPTERA



Macrelmis sp.



Macrelmis sp.



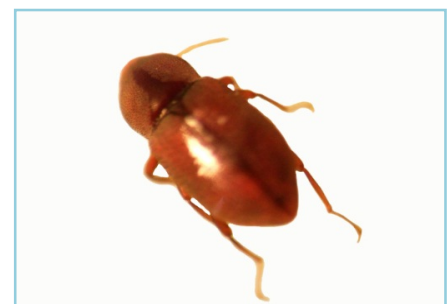
Neolimnius sp.



Cylloepus sp.



Neoelmis sp.



Stenelmoides sp.



Stegoelmis sp.



Stegoelmis sp.



Mycrocylloepus sp.



Gyerelmis sp.



Heterelmis sp.



Elmidae 1



Genero X



Elmidae 3



Xenelmis sp.



Phanocerus sp.



Anchytarsus sp.



Dryops sp.



Derallus sp.

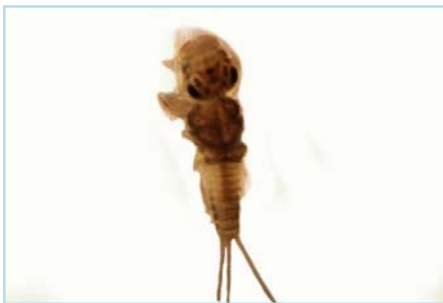
EPHEMEROPTERA



Lachlania sp.



Trichorythopsis sp.



Hydrosmilodon sp.



Leptohyphes sp.



Guajirolus sp.



Campylocia sp.

TRICHOPTERA



Oecetis sp.1



Oecetis sp.2



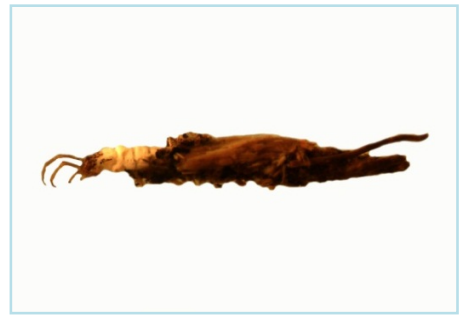
Leptonema sp.



Smicridea sp.



Nectopsyche sp.1



Nectopsyche sp.2



Marilia sp.



Phylloicus sp.

LEPIDOPTERA



Crambidae

ODONATA

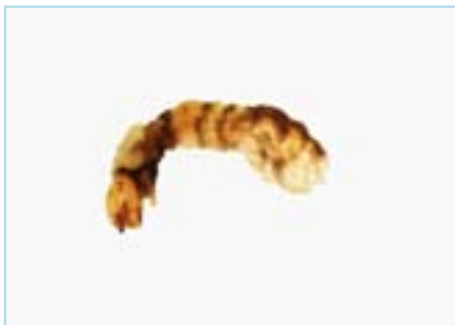


Phyllogomphoides sp.



Elga sp.

DIPTERA



Simuliidae



Chironominae



Tanypodinae



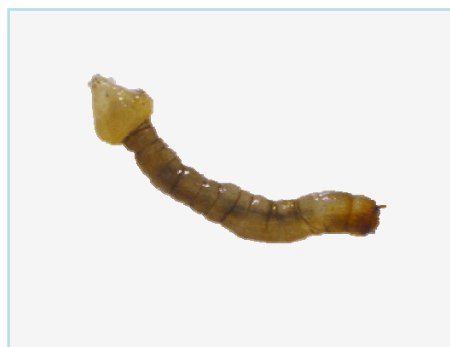
Orthocladiinae



Culicidae



Dixidae



Tipulidae



Empididae